ENVIRONMENTAL INFORMATION FOR THE TWENTY-FIRST CENTURY
INTERNATIONAL FORUM

INFORMATION ENVIRONNEMENTALE POUR LE VINGT ET UNIÈME SIÈCLE
FORUM INTERNATIONAL

Theme Paper One

Informational Requirements for Policy Decision-makers

by

David Pearce

and

Shirra Freeman

Department of Economics
University College London
United Kingdom

MAY 21–24 MAI 1991 MONTRÉAL, CANADA

Canada

Abstract

This paper focuses on the information needs of policy-makers in the context of the global policy objective of sustainable development. Environmental information is viewed as the crucial link between the scientific data on the state of, and trends in, ecological resource systems and the socio-economic sphere of the planner. The major recommendation of the paper is that the collection, analysis and presentation of data be geared towards the development of a set of uniform international sustainability indicators.

91-06689/

Contents

The Demand for Policy-maker Information 1

Introduction 1
Managing the environment for sustainable development 1
Identification of the policy decision-makers 1
Overview of policy-maker information 6

Decision-makers' Roles in Responding to and Initiating Policy Development 7
Opinion- and decision-makers' "responsive" mode 10
Information needs for initiating policy development 10
Social cost of environmental damage 10
Modified GNP and satellite accounts 12
Impact indicators 12
Indicators of incidence 14

Sustainable Development 15

Introduction 15

Economic Approaches to Defining Sustainable Development 15
Introduction: capital, depreciation, investment and sustainability 15
The broad interpretation of sustainability 16
Sustainability as conservation of natural resources 17
Non-substitutability 17
Irreversibility 17
Uncertainty 17

Ecological Approaches to Sustainable Development 18
Reconciling the economic and ecological approaches 18

The Informational Implications of Sustainable Development 20

The Economic Implications of Sustainable Development 26
Changing the national accounting system 26
Correcting prices 27
Project appraisal 28

Policy Information Requirements of Sustainable Development 29

Environmental Indicators 29
Environmental efficiency indicators 29
Policy efficiency indicators 36
Measures of human development 36
Trading in Sustainability 39

Prioritisation of Policy-maker Information Needs 41

Summary of Preceding Chapters 41

Setting Priorities for Environmental Information 47
The "importance" of environmental degradation 47
The causes of environmental degradation 52
Policy costs 52
Who gains, who loses 53

Gaps in Information for Global Environmental Decision-making 56

Towards Indicators of Sustainability 57

Summary and Issues for Further Discussion 64

References 66

The Demand for Policy-maker Information

Introduction

Managing the environment for sustainable development

There is now a widespread recognition that in addition to traditional regulatory approaches, managing the environment entails managing the economy in an environmentally sensitive way. In turn, managing the environment is essential for sustainable development.

The focus of this paper is on the information needs of policy-makers within the context of sustainable development as the global policy objective. Therefore, the question is, what sort of information is required, and in what forms, to design and administer policies aimed at achieving sustainable development, over both the short and the long term? Information needs for more narrowly defined policy goals — that is, the work stages on the way to sustainable development — will be discussed in terms of the different types of policy-makers, the available information (e.g., indicators of environmental quality, state of scientific knowledge) and the efficient collection, analysis and communication of data.

Table 1 summarizes some of the results of a recent survey of Canadian users of environmental indicators. It captures a large number of "user-defined" needs that relate to policy design.

Identification of the policy decision-makers

Although this paper focuses on the information needs of policy-makers, there is nothing unique about the particular sorts of information required by those responsible for the formulation and administration of policy. The way in which they use information may distinguish policy-makers from other economic decision-makers, yet the same information is utilised by many different groups for a variety of purposes which may or may not be related to policy. In fact, one prerequisite for successful policy-making is the efficient dissemination of relevant information to all affected parties.

We thus categorize decision-makers broadly into two functional groups; those who are policy-makers and those who are not. The two are distinguished by the way in which they use economic and environmental information. Table 2(a) below gives an outline of the functions and information needs of both types of decision-makers in the policy context.

Table 2(b) gives a more detailed overview of specific issues and the types of environmental information needed by the groups identified.

Table 1
User-defined Information Needs

- Indicators should be relevant to people's lives; that is, they should *relate to the things that people value* and be reported in a way that makes this relationship readily understood.
- *Credibility* and general acceptance of indicators are needed if they are to be useful guidelines. Most people may not need to understand the details of developing an indicator, but they do need to know that such an indicator is widely accepted among experts as valid.
- Indicators should represent matters which require *attention* and *action.*
- Indicators should be *reported simply.*
- Indicators should reflect both national and regional trends and allow for inter-regional comparisons. (We would add that there is a need for a parallel set of global and international indicators.)
- Indicators must have the flexibility to respond to new scientific information and public attitudes.
- A multidisciplinary approach which *integrates environmental indicators with health and economic ones* would be most useful in promoting an understanding of the inter-relationships between the environment and other sectors of society. This approach would include, among other things, a system of *national accounts* for the environment. (See the section of this paper entitled *Policy Information Requirements for Sustainable Development* and Theme Paper Three for a detailed discussion.)
- Indicators of risk and stress should be included with the measures of absolute quality. (See discussion of "critical loads" in the section entitled *Prioritisation of Policy-maker Information Needs.*)

Source: State of the Environment Reporting Branch, Corporate Policy Group, Environment Canada, Report No. 17, *Environmental Indicators: Opinions of Potential Users* (April 1990).

Table 2(a)
Categorization of Economic Decision-makers

Decision-maker	Function	Uses of PMI
Government (national, local — politicians, civil servants, advisers)	Policy-maker	Policy formulation/ administration
Other national and supra-national agencies (federal-style agencies, bilateral/multilateral lenders, commissions, etc.)	Policy-maker	Policy formulation/ administration
Business	Policy-maker	Policy formulation/ administration
	Policy recipient	Compliance
Consumers/citizens	Policy recipient	Compliance
		Statutory rights

It is clear from Table 2(b) that while the perspectives and uses of information will differ for different users, the actual *information needed is very similar*. Almost without exception, the same information is employed by all types of decision-makers. In order to set appropriate targets for environmental quality, policy-makers must have base indicators as well as data for monitoring changes over time. If the policy-maker is an elected body, knowledge of public opinion is an important aspect of its information needs (for more detail, see section entitled *Decision-makers' Roles in Responding to and Initiating Policy Development*).

Among the factors influencing corporate policy are compliance with government regulation and concern for corporate citizenship. Thus, the information needs of business will be similar to those of governments and supra-national agencies. In addition, compliance will require clear policy guidelines (e.g., mechanisms for limitations on emissions, safety regulations, monitoring and enforcement mechanisms); that is, the clear communication of what is intended by a particular policy and what is required of business in its role of policy recipient.

Table 2(b)
Environmental Information Needs of Decision-makers

Issue	POLICY-MAKERS			POLICY RECIPIENTS	
	Government		Supra-national Agencies	Business	Citizens/ Consumers
	Local	National			
State of the environment	•	•	•	•	•
Environmental trends	•	•	•	•	•
How important is the issue? (according to)					
• Public opinion	•	•	•	•	•
• Expert opinion	•	•	•	•	•
• Economic cost (cost-benefit)	•	•	•	•	—
• Health impacts	•	•	•	•	•
How effective is policy?	•	•	•	•	•
What policies might be used by:					
• National government	•	—	•	•	•
• Business	•	•	•	•	•

Citizens/consumers need to know environmental trends. As consumers, they are interested in monitoring business policy on the environment. As citizens, they want to be aware of government policy, particularly as it affects their statutory rights and obligations. For instance, citizens may wish to be informed as to their rights of redress for damages suffered as a consequence of exposure to toxic substances following an industrial accident. Similarly, they will need to be informed as to changes in regulation regarding refuse disposal, collection and recycling of household waste.

Whereas the needs of different decision-makers for certain *types* of information are similar, their needs differ with respect to the form in which information is presented, as well as its timeliness. Scientific information that is readily understood by technical experts may need to be translated into terms that lay people can comprehend. Timeliness and accessibility may be of particular concern to businesses concerned with compliance, given the penalties that may be attached to non-compliance. In countries where the regulatory stance tends to be one of co-operation and assistance, much information (e.g., detailed guidelines on the nature of the regulation, requirements with respect to monitoring) can be obtained from the regulatory authority itself. However, one survey of United States business attitudes towards environmental information suggested that federal government information was often not up to date and that it lacked an *international* dimension (e.g., data on environmental requirements in countries other than the United States where business planned to operate).[1] The report recommended the establishment of a central clearing-house for environmental information.

These issues — the availability of environmental information and the efficiency with which it is disseminated — warrant consideration from the perspectives of both the sources and the channels. It is generally assumed that governments produce and disseminate environmental information. However, if that information does not meet private-sector needs, one may ask why the market does not get involved in producing environmental information. And, to a certain extent, it does — for example, through the many environmental data agencies that extract information for business.[2] In general, however, a great deal of information is collected to meet governments' monitoring and policy needs. Private agencies cannot generate such data, since (a) it is often released only because governments require its release, (b) the set-up costs of acquisition can be substantial, and (c) the cost of "patenting" information sources to prevent free duplication is often difficult. Thus, policy-makers, public and private, are generally forced to rely on governments to generate information. In fact, the concept of a central clearing-house is a familiar one in Europe where the proposed European Environmental Agency will have precisely this function. This is particularly relevant as the establishment of the single European market approaches. As businesses operate without border controls, environmental information relating to each European Community (EC) country will be required on an extended scale. Moreover, governments will require data that are comparable in order to monitor comparative compliance with federal-style environmental legislation and to make relative assessments of environmental achievements.

Compliance aside, business requires environmental information in order to monitor its own environmental achievements. This is important in an age when being "green" matters in terms of both market share and corporate commitment. Typically, "environmental audits" will be self-generated (i.e., the information on such issues as materials usage and energy consumption will come from within the company). However, various indicators (e.g.,

---

1 See R. Train, *Corporate Use of Information Regarding Natural Resource and Environmental Quality*, World Wildlife Fund US, for US Council on Environmental Quality, Washington, DC, (1984).

2 Examples are countless and would include the *Environmental Reporter*, and the British *Environmental Data Service*, both of which are privately run organizations.

feasible target levels for energy efficiency, the costs and benefits of recycling materials, market prices for recycled products) will also come from more centralized sources. The contribution of the business world to information on more global concerns (e.g., CO_2 emissions) is also likely to require at least some input from external sources.

Our conclusion is that the *types* of information required by different decision-makers are unlikely to vary widely. At bottom, everyone needs to know whether or not an environmental trend is *significant*, what its *causes* are, and what would be the *costs* and *benefits* of *efficient policy* measures. But whereas the nature of the information required may not vary much, what may matter most to business is the timeliness of the information, particularly when the issue is one of compliance with regulation. Moreover, the *centralization* of information brings obvious economies of access to all users, provided users can be satisfied as to reliability. Whereas the market-place can be expected to — and, indeed, does — provide considerable information, it will inevitably fall to governments to act as central providers of data.

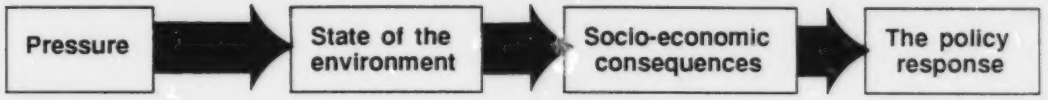
Overview of policy-maker information

Policy-makers need information that is guided by:

- a clear understanding of the goal of sustainable development, that is, what the policy-maker is trying to achieve (see section entitled *Sustainable Development*);
- an analytical structure based on the *pressure-environmental state-response* model used in the Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) approach.[3] This model shows the sources of pressure on the environment, the resulting state of the environment, the consequences of that state in terms of impact indicators, and the potential cost-effectiveness of policy measures (see Table 3);
- *efficiency of information*: within the hierarchy of decision-making, whereas substantive presentations can be made to those in the lower echelons, progressively briefer and more concise presentations need to be made to those at the top;
- *reliability of information*: much of the information available is unreliable. This is especially true of environmental information, not only because of current limits to scientific knowledge but also because of poor analysis; and
- indicators of who gains and who loses from environmental change (the question of distribution, or equity).

3 OECD, *Environmental Indicators: A Preliminary Set*, OECD, Paris (1991).

Table 3
The Analytic Structure of
Policy-maker Information

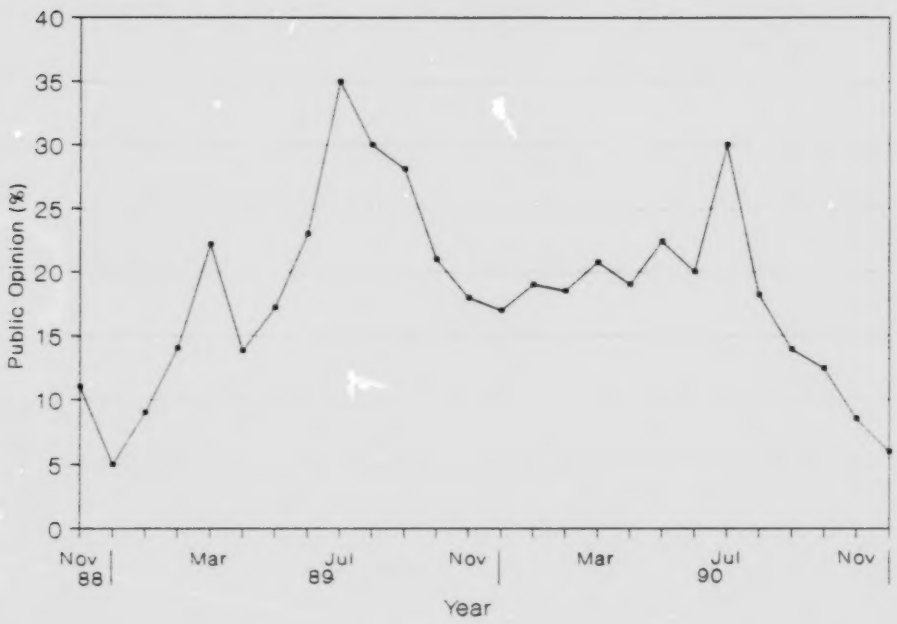


What is the source of the environmental problem?	What indicators of environmental change are available? How do they link to pressures and effects?	What indicators of effect exist?	How effective is policy?
Examples: population growth, subsidies and underpricing, insecure tenure, protection	Example: OECD, *Environmental Indicators*, Paris, 1991	Example: Health, GNP loss, social cost, EIA	Examples: Policy analysis, cost-benefit analysis, cost-effectiveness

Decision-makers' Roles in Responding to and Initiating Policy Development

Decision-makers not only *respond to* the environmental concerns of the public, expert scientific bodies and pressure groups, but they *initiate* environmental action, regardless of "extreme" opinion. Therefore, decision-makers should have ready access to an *indication* of opinion about a) general environmental concerns, b) rankings of concerns regarding different environmental issues, and c) broader social welfare and/or environmental policy objectives (see Figure 1 and Table 4).

Figure 1
Public Opinion About the Environment
(UK) 1988-1990



The vertical axis shows the percentage of opinion poll respondents stating that the environment is a major problem in the UK. The high ranking of environment in the UK appears to commence after Prime Minister Thatcher's Royal Society speech in late 1988. It peaks in the summer of 1989 with the European Parliament elections and again at the time of the London ozone conference in June 1990. It falls away in August 1990, when Iraq invades Kuwait and security becomes top priority in the responses.

Source: MORI

Table 4
Expert and Public Risk Assessment in the USA and a UK Public Concern Comparison

EPA Scientific Advisory Board Unranked priority risks	USA Roper Public Opinion Poll March 1990	UK DOE/NOP Poll May 1989
"Ecological risks"	% saying problem very serious	% "very worried" about problem
Climate change	48	44
Ozone layer	60	56
Habitat change	42 (wetlands)	45
Biodiversity loss	nc	45
"Health risks"		
Criteria air pollutants	56	34 (fumes and smoke) 40 (acid rain)
Toxic air pollutants	50 (vehicles)	33 (vehicles)
Radon	17	—
Indoor air pollution	22	—
Drinking water	46	41
Chemicals (occupational)	63	—
Pesticides	52	46
Ozone layer	60	56

Issue regarded as important* by public but not by USA experts

USA	Active and abandoned hazardous waste sites	67%, 65%
	Industrial water pollution	63%
	Oil spills	60%
	Nuclear plant accidents	60%
	Industrial pollution accidents	58%
	Radioactive waste	58%
	Leaking underground storage tanks	54%
UK	Chemicals into rivers and sea	64%
	Sewage contamination of bathing water	59%
	Radioactive waste	58%
	Oil spills	53%

* over 55% in USA, over 50% in UK

Source: UK Department of the Environment/National Opinion Poll, "Counting on Science at EPA," *Science*, Vol. 240, 10 August 1990.

Opinion- and decision-makers' "responsive" mode

Opinion is a useful indicator of importance, which is relevant to decision-makers mainly in their "responsive" mode. In general, the channels through which constituents' opinions are made known to policy-makers are locally determined. The extent to which, and the means whereby, such opinion is incorporated into policy depends, among other things, on its consistency with the policy-maker's broader objective.

Information needs for initiating policy development

In terms of *initiating* environmental action and policy, decision-makers need information on the *human, social and economic costs* of environmental degradation. Four types of information merit consideration:

- measures of sectoral and national social cost;
- measures of "modified" gross national product (GNP) and/or satellite accounts (see Theme Paper Three for in-depth discussion);
- "impact" indicators (e.g., health); and
- indicators of "incidence" (who gains and who loses, or the "distributional" implications of policy).

Social cost of environmental damage

A number of attempts have been made to assess the social cost of environmental damage in *monetary* terms. Decision-makers require such information in order to gauge the *importance* of environmental damage generally, or of a specific environmental issue. Valuation procedures are well developed, even though they are controversial in some cases. Most valuation is based on "dose-response" studies (e.g., soil erosion causes a loss in crop output, which has a market value; air pollution damages buildings which have to be repaired earlier or more frequently than would otherwise be the case; health impairment leads to lost productivity, and so on).[4]

Table 5 provides an overview of various estimates. The illustrations are designed to show that, while there are obvious margins of error in the estimates, social cost assessments are feasible for both *industrialized* and *developing* countries.

4 For surveys of monetary valuation techniques, see D.W. Pearce and A. Markandya, *Environmental Policy: The Benefit of Monetary Valuation*, OECD, Paris (1989). A simple introduction is D.W. Pearce, A. Markandya and E.B. Barbier, *Blueprint for a Green Economy*, Chapter 4, Earthscan, London (1990).

Table 5
Summary of the Social Costs of Environmental Degradation in the Industrialized and Developing Worlds

Country	Nature of Damage	Year	% of GNP
Netherlands	Some pollution damage	1986	0.5-0.8
Germany	Most pollution damage	1983/5	4.6-4.9
USA	*Avoided* damage due to environmental legislation	1978	1.2
Mali	Soil erosion	1988	0.4
Burkina Faso	Biomass loss	1988	8.8
Ethiopia	Deforestation	1983	6.0-9.0
Indonesia	Deforestation	1984	3.6
Indonesia	Soil erosion	1984	0.4
Poland	Pollution damage	1987	4.7-7.7

Source: D.W. Pearce and J. Warford. *Environment and Development: Natural Resources in the Developing World.* (forthcoming, 1991).

Why are social cost estimates an important component of policy-maker information? The answer depends partly on *who the policy-maker is*. Environmental management is *pervasive* to government policy: energy sector planning has environmental impacts, as have, for example, transport, housing, agriculture and regional policy. Most importantly, the *management of the economy* has environmental impacts. Although in a number of countries this message is widely — though not comprehensively — understood, in many others it remains an unappreciated fact. *This is largely because economic decision-makers are unaware that environmental degradation has a direct economic cost (in terms of foregone business activity and GNP) as well as an indirect economic cost in terms of sacrificed human welfare.*

Thus, the management of the economy must be seen not only in terms of narrowly defined "economic" objectives, but also in terms of its indirect impact on the environment. For example, agricultural subsidies and price supports encourage intensive farming, and hence slurry and silage pollution, nitrate run-off and hedgerow removal. Social cost estimates are important in that they serve to "translate" environmental degradation into terms that finance ministers, the business community and others can relate to.

Modified GNP and satellite accounts

Policy-makers make extensive use of measures of economic activity, such as the GNP. It is now widely acknowledged that such measures, while suitable as indicators of economic activity, are deficient as measures of human welfare.[5] However, there is not yet a consensus on how GNP should be modified.[6] It is clear that pollution damage measured in terms of social cost (see above) should be deducted from GNP, and that there should be some form of depreciation on "natural capital." Figure 2 shows a modified GNP estimate for Indonesia. Theme Paper Three discusses the concept of a modified GNP in more detail.

The "physical" approach, first set up by Norway in 1974 and since adopted by France, Canada and the United Nations Environment Programme (UNEP), involves the use of what have become known as *satellite accounts*. These are non-monetary accounts which parallel GNP figures in monitoring the state of the environment and stocks of natural resources. Such systems generally require a classification of natural capital, with periodic re-evaluation when earlier estimates are revised (e.g., when existing mineral reserves are extracted and new ones are discovered and/or developed). Results of the system have been mixed. The accounts appear to provide useful information on the state and use of natural resources, but their usefulness to planning and policy analysis has yet to be demonstrated. In Norway, the most successful application has been in the preparation of a set of energy accounts from which energy demand and emissions of major air pollutants (the outcome of the chosen energy mix) are forecast.[7]

Impact indicators

Environmental indicators, which are closely related to the social cost of environmental damage, are the basis for relating environmental statistics to socio-economic statistics. The OECD approach mentioned earlier is useful in assessing the impact of various pressures on environmental systems and the policies devised to alleviate such pressures. If we can identify levels of pressure/environmental stress associated with social costs, then we will be in a position to develop policy benchmarks and targets as well a means of monitoring the impact of particular policies. (For a discussion of critical loads, see section entitled *Prioritisation of Policy-maker Information Needs*.)

---

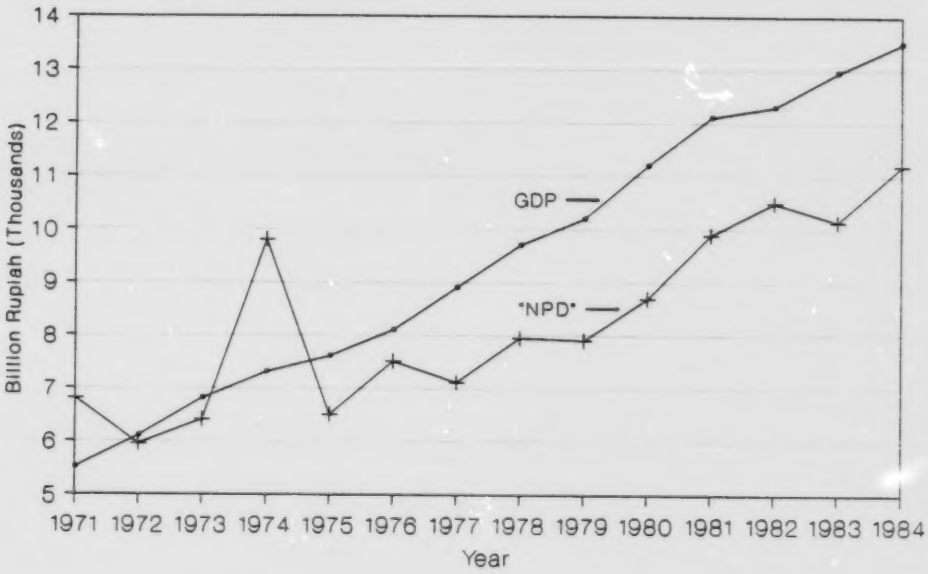
5 See Y.J. Ahmad, S.E. Serafy, E. Lutz, eds. *Environmental Accounting for Sustainable Development* (A UNEP-World Bank Symposium). The World Bank, Washington, DC (1989).

6 e.g., whether or not "defensive expenditures," that is, expenditures by consumers and others on noise and other pollution abatement, should be deducted from GNP. It would appear that they should not be.

7 D.W. Pearce et al. *Blueprint for a Green Economy*. op. cit.

Figure 2
"Modified" GNP for Indonesia

GDP and "NDP," in constant 1973 rupiah



The diagram shows GNP in conventional terms. "NDP" is "net" domestic product and is obtained by deducting from GNP:

- extracted timber value
- value of oil extracted
- soil erosion losses

Source: R. Repetto et al. *Wasting Assets.* World Resources Institute, Washington, DC (1988).

Take a simplified example, that of the health implications of atmospheric pollution. Ambient air quality and exposure of a population to pollution must reach a certain level before widespread detrimental health effects become evident. If this level is known, and an estimation of associated costs of lost productivity and increased provision of health care can be made, then we have the ability to determine the cost, in monetary terms, of the impact of given levels of pollution on the health of the population. The focus of policy aimed at reducing the costs of morbidity due to air pollution may then be on achieving specific levels of ambient air quality, air quality with respect to economic activity, and/or exposure of the population to toxins.

Indicators of incidence

One implication of policies aimed at the environment is that (as with any public policy) there will be some members of society who will benefit more than others. These distributional considerations are a matter of policy prioritisation and practicability. For example, the policy position embodied in the "Polluter Pays Principle" (PPP) is that the costs of using the environment's waste assimilative capacity should be borne by the commercial producers of waste and their customers; the former through emissions charges, permits, fines or other levies designed to encourage abatement or finance clean-up, and the latter via the price system, which passes the producer's increased costs on to the customer. In contrast to the unregulated case, society at large does not bear the cost of environmental degradation (e.g., by having to bear the health effects and/or finance clean-up).

Sustainable Development

Introduction

The way in which policy-makers define sustainable development will determine requirements for policy-maker information. It is the need to achieve sustainable development, however it is defined, that must guide the form and content of policy-maker information. Definitions of sustainable development abound. Because the term has value connotations, definitions frequently reflect the personal objectives of those who define it. Despite the multiplicity of meanings ascribed to sustainable development, decision-makers need some broad consensus on its meaning in order to establish their likely demands for information. As an example, if "sustainable income" is to be seen as an appropriate *measure* of sustainable development, then decision-makers will need indicators of sustainable income (i.e., an appropriately modified GNP). This chapter outlines the economic and the ecological approaches to defining sustainable development, and suggests how the two may be reconciled from the policy-maker's standpoint.

Economic Approaches to Defining Sustainable Development

Introduction: capital, depreciation, investment and sustainability

The Brundtland Commission defined sustainable development as:

> ". . . development that meets the needs of the present without compromising the ability of the future generations to meet their own needs."[8]

According to this definition, sustainable development is about being fair to the future. Everyone is familiar with the idea of living off capital, and with the caution that it is possible to do so only temporarily. If we are to *sustain* our livelihoods — that is, maintain a reliable source of income — we must put income aside to cover the depreciation of the productive assets upon which we rely for that income. Nations are no different. In calculating a nation's wealth and income, we do indeed make some estimate of the depreciation of our infrastructure, machinery and factories. What we should always be looking at is *net* income and not *gross* income. The difference between gross and net income provides a first clue as to the meaning of sustainable development. No nation can say its economic activity is sustainable if it fails to replace capital that is depreciating.

8 World Commission on Environment and Development. *Our Common Future*. Oxford University Press, Oxford (1987).

Similarly, no nation will expand its future income unless it invests in new capital. The first requirement for sustainable development, therefore, is that a nation's investment be sufficient both to *replace* depreciated capital and to *create* new capital.

Therefore, national accounting systems must not only incorporate the notion of capital depreciation, but also include an improved indication of human well-being, since this is the ultimate objective of sustainable development. An index of human development such as the one produced by the United Nations Development Programme (UNDP) would enable a definition of sustainable development to be formulated fairly simply (see section entitled *Policy Information Requirements for Sustainable Development*). We could say that a nation is developing sustainably if its human development index has risen systematically over time, allowing, perhaps, for a limited number of short-term deviations.

But how does a policy-maker know if he or she is on the path toward sustainable development? Simple extrapolation from past trends is inappropriate, since trends may change. Rather, the answer lies in the notion of capital depreciation.

The components of a human development index reflect different types of capital. Capital which supports and generates income is *man-made capital* — for example, machines and roads, factories and vehicles. Human health and education are elements of what the economist calls *human capital.* That is, we need to think of the skills and capabilities of individuals as forms of capital, just like machinery. We need to invest in that capital through education and through health care and preventive medicine. If both man-made and human capital begin to decline, this means we are not on a path toward sustainable development. The result accords with the layperson's perception that a nation can ill afford to run down neither its education, research and health sectors, nor its technology and man-made capital. We must keep capital intact.

Broadly speaking, the *basic rule of sustainability* — that is, bequeathing either the same resource endowment we received, or an improved one, to the future — can be interpreted in two ways. The first, outlined above, requires the maintenance of man-made and human capital through ongoing investment in areas that allow society to maintain a productive sector, both with respect to industrial infrastructure and work force. The second is found in the notion of *environmental or natural capital* (the stock of natural assets, such as tropical forests, freshwater, fisheries and wildlife). To think of other environments as wealth, too, is not such a familiar notion. For example, the ozone layer is an environmental asset, as are the fundamental biogeochemical cycles that regulate the earth and life upon it.

The broad interpretation of sustainability

On the economic interpretation of sustainability (as fairness to the future) it is the *total stock* of all forms of wealth that must not be depleted. It is consistent with this view that environmental wealth is depleted as long as that depletion is compensated for by building up the other forms of wealth, that is, human and capital wealth. Equally, if man-made wealth is run down, environmental capital must be built up to compensate. In this broad view of sustainability, the two basic forms of capital — man-made and natural — are *substitutes* for one another. Thus, deciding how much of each form of capital to have

depends on the *values* placed on them by society. If it is more important to clear tropical forest for agriculture or timber, then the broad interpretation of sustainability sanctions that process.

Sustainability as conservation of natural resources

The broad interpretation of sustainable development allows for the running down of environmental wealth as long as man-made capital is substituted for it, and as long as the "trade-off" is fully informed in terms of the right prices for the two forms of capital. But the sustainable development debate has tended to place even more importance on the environment than is supported by this broad view. What are the arguments in favour of conserving natural assets so as to leave the next generation with an environment similar to ours? They rest largely on the nature of environmental assets, their function in human use, and the state of scientific knowledge. The reasoning is summarized below, in the discussion of the issues of *non-substitutability*, *irreversibility* and *uncertainty*.

Non-substitutability

Many environmental assets do not have man-made substitutes. For example, we cannot feasibly plug the hole in the ozone layer, nor substitute readily for the carbon cycle. The fact that environmental capital has a quality of *non-substitutability* should make us even more cautious about running it down.

Irreversibility

A further variation on non-substitutability is that we cannot replace an extinct species. A great deal of environmental capital has the quality of being *irreversible*: once lost, it cannot be regained. This is in contrast to man-made capital, which can be destroyed and rebuilt almost at will. Some people argue that although we cannot substitute for the rhinoceros or the elephant, we can create some good that will give us equal pleasure. This "substitution of well-being" argument overlooks the fact that "well-being," or, in the economist's language, "utility" is not homogeneous. There are experiences which, for many people, are unique and for which there no substitutes — the music of a great composer, the writing of a Shakespeare, the wonder of a rainforest.

Uncertainty

Finally, we do not fully comprehend how natural environments function and what services they provide. In the face of such *uncertainty*, it seems dangerously risky to behave as if we know what we are surrendering by degrading our environment further.

Ecological Approaches to Sustainable Development

The *economic* approach to sustainable development tends to focus on *output*, since output contributes directly to human well-being, or "utility." Maintaining overall capital (broad definition) or natural capital (narrow definition) then becomes a condition of sustainable development. The *ecological* approach, on the one hand, tends to focus on *inputs*, that is, on the quantity and nature of resources needed to sustain output. This approach has a close affinity to the narrow economic approach (constant or increasing natural capital), but not to the broad approach, which would allow continuous reductions in ecological capital.

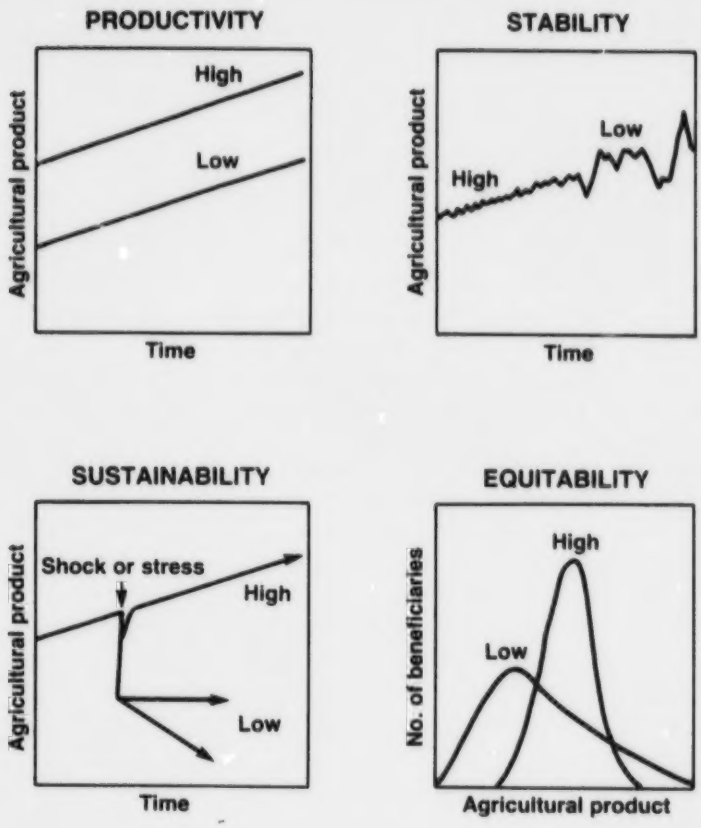
One good example is fertilizer. Nature applies its own fertilizer to the soil in the form of biomass waste and animal waste combined with natural microbial processes. Artificial fertilizers are extensively used, both as a *substitute* for natural fertilizer and as a means of *extending the limits of supply* of the natural source. However, both processes risk environmental degradation through loss of soil "body" and fertilizer run-off, as well as posing *ecological risks*, through the imposition of stress on ecosystems.

Conway (1987) has characterized the situation well — Figure 3 shows his depiction of the ecological approach to sustainability. Ecosystems are characterized by *productivity* (high and low outputs), *stability* (variance about a trend), *equitability* (i.e., the incidence of benefits), and *sustainability* (resilience to shock or stress).

Reconciling the economic and ecological approaches

The following brief discussion raises the possibility that the *economic* and *ecological* definitions of sustainability are consistent with one another. Essentially, sustainable development is defined in terms of some development indicator (e.g., GNP, "modified GNP," or an indicator of social progress) which rises through time, or at least remains constant. To secure an acceptable degree of confidence that there will be sustained development in the future, it is necessary to ensure that the overall resource endowment does not decline. Effectively, every generation has the same *productive opportunity*, or more, than the preceding one. While this condition is consistent with the concept of running down environmental assets provided that other forms of capital are substituted, it is *inconsistent* with the ecological approach to sustainable development, which stresses the conservation of natural capital. *Consistency can be re-established by observing that the ecological definition effectively denies that different forms of capital are readily substitutable.* Not only does substitution risk *further* environmental damage (e.g., nitrogen fertilizer risks nitrate contamination), but it also raises the stress level of the receiving ecosystems.

Figure 3
Indicators of Agricultural Performance



Source: G.R. Conway, *Helping Poor Farmers — a Review of Foundation Activities in Farming Systems and Agro-ecosystems Research and Development.* New York, Ford Foundation (1987).

The end result, of course, cannot be any absolutist rule about conservation or development. We cannot, for example, say there should be *no* nitrogen fertilizers; rather, we need to seek some form of *balance*, particularly with respect to protecting "critical" and "fragile" ecosystems where small perturbations can give rise to major stress (e.g., coral reefs, many drylands, some tropical forests).

The Informational Implications of Sustainable Development

The preceding discussion may appear remote from "policy-maker needs," but it is, in fact, important. *If we have no coherent concept of the meaning of sustainable development, we can offer no meaningful guidance on information needs. In other words, if we don't know what we are aiming for, we cannot say what we need to know.*

Thus, we follow on from the preceding discussion with some broad indicators of the information-related needs that arise from the two approaches to sustainable development:

- Indicators must show the *stock* of environmental assets (where possible), as well as rates of use, rates of waste generation and rates of regeneration of the asset;

- Indicators of ecosystem *stress* should be developed. The OECD's initial programme of indicators provides some appropriate measures. For example, water extraction rates relative to water regeneration rates offer a guide to pressures on the water environment.

- Indicators of the *cost* of rehabilitation, environmental regulation, etc., can be seen as measures of *environmental scarcity*. The basic idea is that rising costs (e.g., pollution abatement costs as a percentage of gross domestic product (GDP)) may reflect not only rising environmental standards, but also rising unit costs of control as economic and population growth increasingly impinge on natural environments. Rising costs may also be associated with increasing marginal costs of abatement, possibly associated with falling marginal environmental benefits. From the standpoint of policy efficiency, the source of rising costs needs to be known. At present, few satisfactory indicators of comparative environmental protection costs appear to be available.

- Ideally, monetary valuation of any net depreciation of assets (rate of use less rate of regeneration) should be shown alongside figures for GNP.

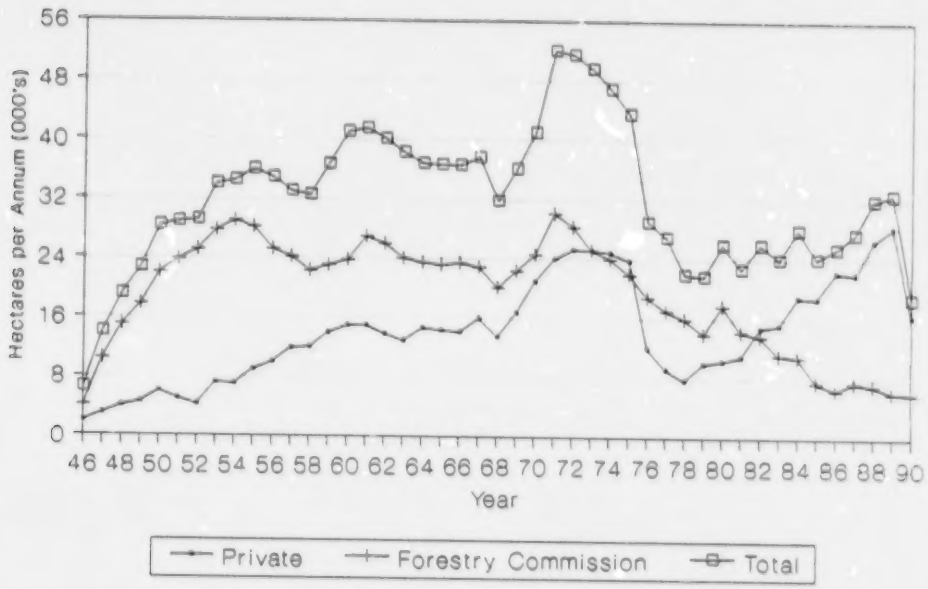
Some case material illustrates the first three points above. The last point has already been referred to as an objective for the longer term. In addition, it is not clear to us that policy-makers at the national level are, or will be, sensitive to estimates of "sustainable income."[9]

For the first point, let us examine the state of forests, harvests and rates of new planting in the United Kingdom. The UK practises "sustainable forestry" as far as individual plantations are concerned. It is also sustainable insofar as there are net additions to forested land each year. However, it may *not* be sustainable if depressed rates of new planting are maintained; that is, the existing stock could decline (see Figure 4). For the

9 See: OECD. *Pollution Control and Abatement Expenditure in OECD Countries*, Environment Monograph No. 38, OECD, Paris (November 1990).

planting are maintained; that is, the existing stock could decline (see Figure 4). For the second point, we reproduce some data on water extraction rates for countries *not* covered in the OECD's work on indicators. Clearly, these data reveal very disturbing situations for some of the countries, where the water extraction rates are *non*-sustainable (see Figures 5(b)-(c)).

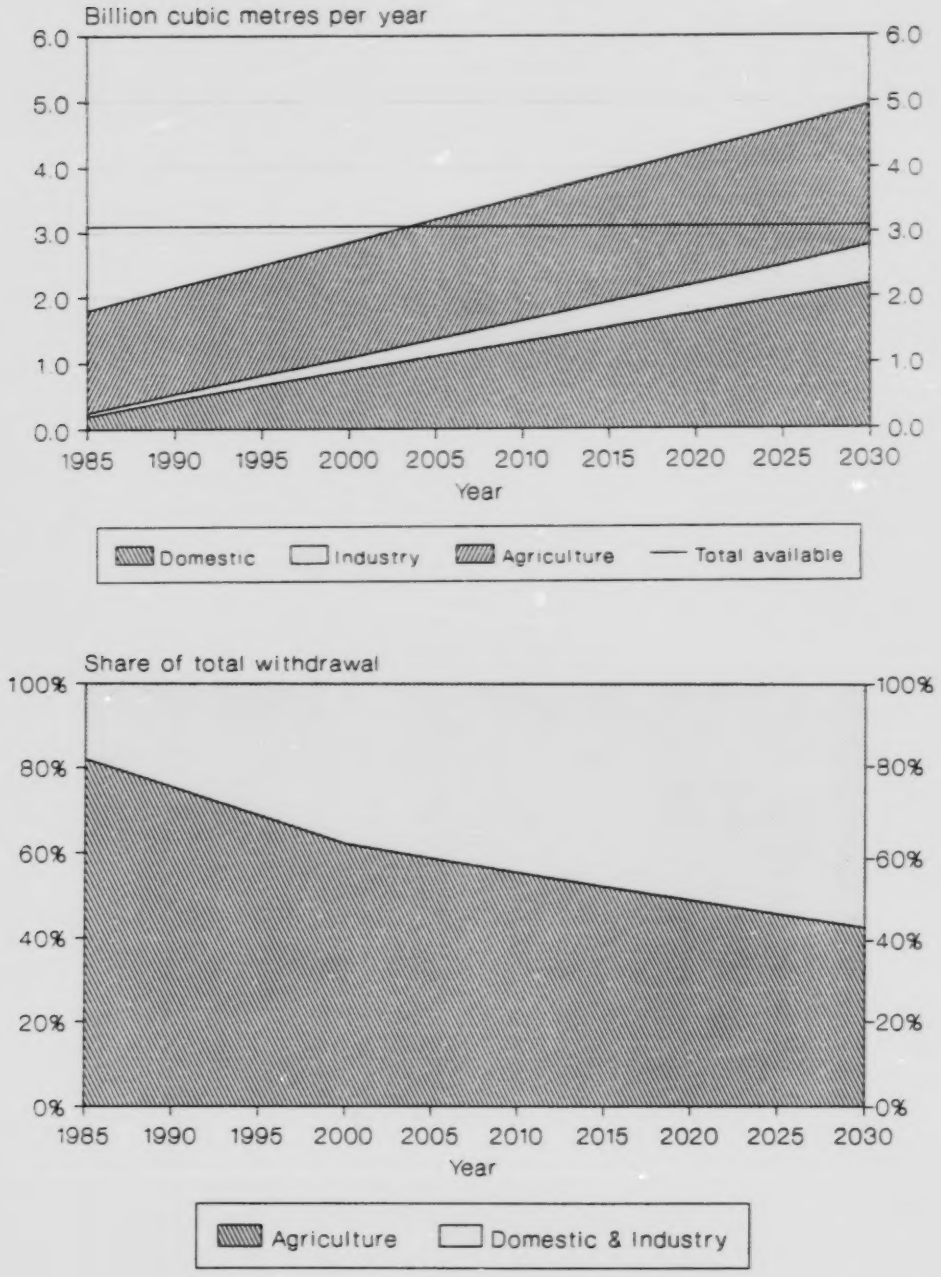
Figure 4
Total New Planting of Trees for Timber
(UK 1946-1990)



Source: Authors' estimates based on Forestry Industry Committee of Great Britain Data.

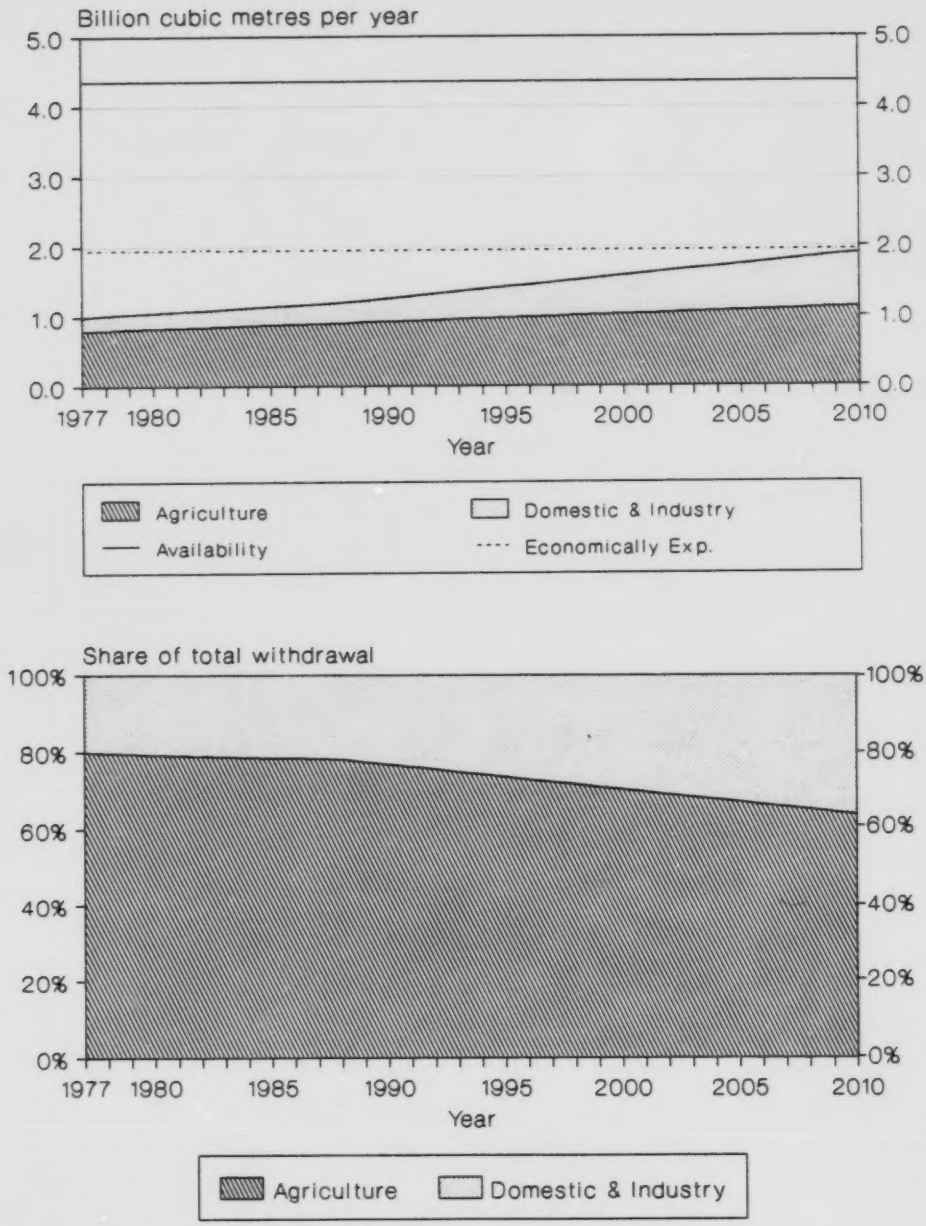
The third point is partially illustrated by some provisional OECD data. Expenditures on pollution abatement and control (PAC) typically average around 1.2% of GDP (see Figure 6).

Figure 5(a)
North Yemen: Water Availability and Withdrawal



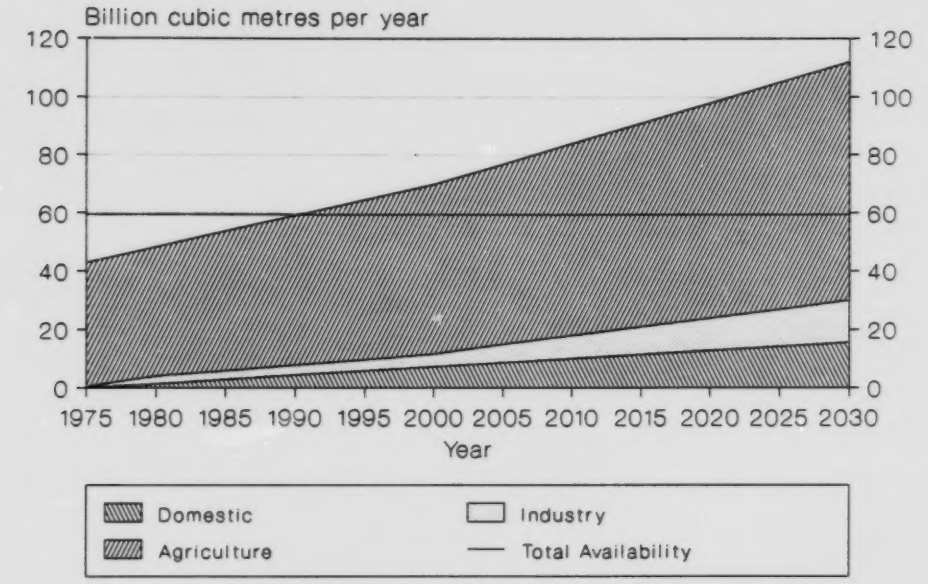
Source: Water International, 1989

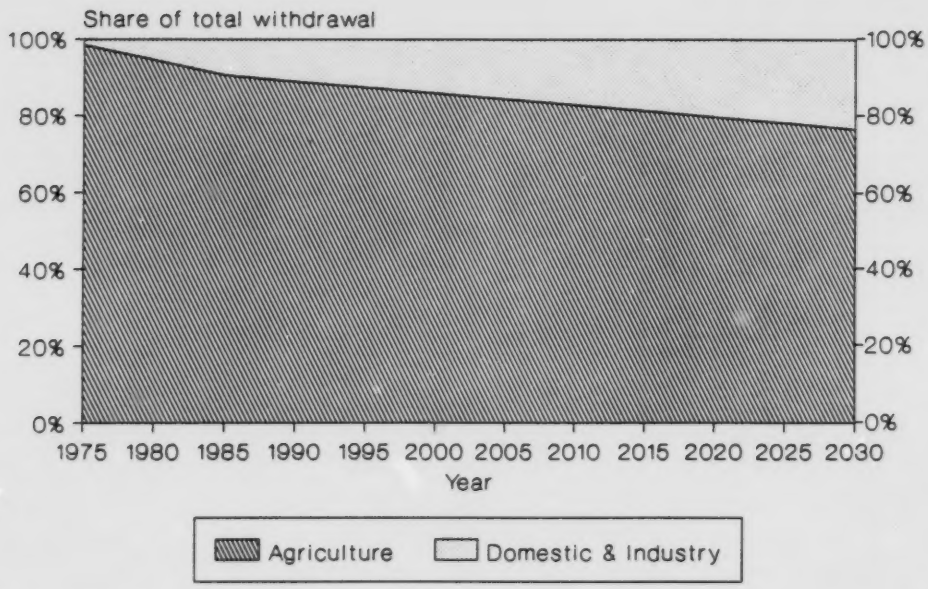
Figure 5(b)
Tunisia: Water Availability and Withdrawal



Source: *Country Environmental Study*, (World Bank). World Resources 1986.

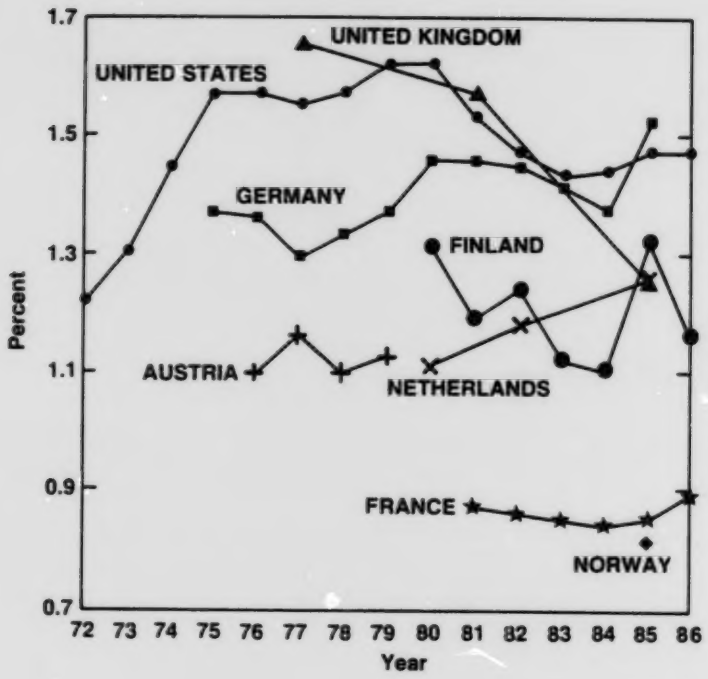
Figure 5(c)
Egypt: Water Availability and Withdrawal





Sources: Water International, 1989. UNESCO (1975 data).

Figure 6
Public and Private Pollution Control Expenditures
(percentage of GNP)



Note: Private household expenditures excluded

Evidence that these costs will rise comes from the Netherlands experience, where, under the National Environmental Policy Plan, abatement costs are expected to rise to between 3% and 4% of GNP.[10]

An economic study of air-pollution control expenditures in the U.S.A. suggests that expenditures (in 1985 US$) for the years indicated were:[11]

- 1975 $4.5 billion
- 1980 $13.7 billion
- 1985 $33.0 billion

10 See D.W. Pearce. "New Environmental Policies: Recent OECD Experience and its Relevance to the Developing World." OECD Development Centre, Paris, in press (1991).

11 M. Hazilla and R. Kopp. "The Social Cost of Environmental Quality Regulations: A General Equilibrium Analysis." Resources for the Future Discussion Paper QE 86-02, Washington, DC (1986).

Expressed as a proportion of GNP (also in 1985 US$), these expenditures are as follows:

- 1975 0.15%
- 1980 0.39%
- 1985 0.82%

The figures show a significantly rising financial burden through time.[12]

The Economic Implications of Sustainable Development

The preceding discussion suggests that several major steps of a practical nature need to be taken if sustainable development is to be achieved. Each action has major implications for the provision of information.

Changing the national accounting system

Already, a significant amount of effort is going into modifying the way in which we measure economic progress. At present, the basic indicator of economic progress is gross national product (GNP), which measures the aggregate value of the output in the economy in a given year. GNP ought to be related to society's well-being. If GNP goes up, we ought to be able to assume that well-being has improved. But GNP is misleading in this respect. Consider what happens if people spend money trying to adapt to or prevent pollution. Their expenditures appear as a contribution to GNP, and the environmental damage they seek to offset is not recorded at all. This is essentially the same point we made earlier: the fact that environments do not generally have markets does not mean they have no economic value. In that GNP essentially measures the value of marketed output, it ignores the environment.

Any environmental damage that occurs should be valued and deducted from GNP. National accounts statisticians are used to making reasoned estimates of the amount of depreciation of man-made capital. They deduct this depreciation from GNP to get the net national product (NNP). NNP is a better measure of well-being, because it allows for the fact that some of the wealth from which GNP flows is subject to decay and depreciation. But NNP ignores natural wealth, which is also subject to depreciation — for example, the running down of oil reserves or the reduction of the standing stock of forest. There is no logic to support including one form of depreciation and not the other.

These types of modifications to the accounting systems are beginning to be made, but they are complex and costly in practice. A feasible alternative is to publish a separate set of resource accounts which show, in non-monetary units, exactly what is happening to the resources in a given country. Such accounts exist in France and Norway. (See discussion in section entitled *The Demand for Policy-maker Information.*) More modest modifications can be made to sets of environmental statistics which, although published in most

12 authors' calculations

industrialized economies, are rare in the developing world. What is important is to show how changes in environmental variables are linked to changes in the economy. This at least avoids the error of managing the economy as if it were unrelated to the environment.

Correcting prices

Whether one adopts the broad or the narrow view of sustainability, the above discussion demonstrates that it is vital to ascribe the proper economic values to natural resources. To this end, two modifications are needed. First, the prices of natural resources should reflect their full value. The price of a resource is obviously linked to the cost of its extraction, or harvest, and the market mechanism ensures that such costs are reflected in prices. However, resource extraction and harvesting can also impose costs on others. For example, if timber is removed unselectively from a tropical forest, the watershed will be damaged as a result of river pollution and soil erosion. Yet these costs are not reflected in the price of timber. In effect, the market has "failed," because the timber price takes no account of the value of the natural environmental services it has used. We can say that prices should not just reflect the extraction and harvesting costs, but also the environmental costs.

There is one more adjustment to be made to resource prices. If a resource is harvested sustainably, its stock will remain broadly constant over time. If it is used unsustainably, its stock will be reduced and what is lost will not be available to the next generation. This lost future benefit resulting from unsustainable management is called a *user cost*. Obviously, there must be a user cost involved in the extraction of any exhaustible resource. There is also a user cost attached to the non-sustainable use of a renewable resource.

With these considerations in mind, we have formulated a basic rule for the "proper" pricing of natural resources. The prices of natural resources should reflect their extraction costs *plus* environmental costs *plus* user costs.[13] *While the informational implication of this is that the divergence between "proper" and "actual" resource prices needs to be measured, few official environmental publications list any price information.*

An adjustment must also be made to commodity prices. Because the production of goods and services necessarily "uses up" environmental services that are treated as if they are free, those prices are not correct prices. The adjustment required is consistent with the "Polluter Pays Principle" (PPP) — i.e., making the polluter pay for the costs of environmental clean-up or for the environmental damage done in producing the good in question. This can be done by imposing a charge on the good, based on its pollution content. The charge will be *partly* passed on to the consumer in the form of higher prices. In practice, pollution charges are still rare: the main way of implementing the PPP is by making polluters pay the costs of regulation designed to achieve a given environmental standard. There are now signs, however, of charges being introduced. *Once again, the informational implication is that indicators of "proper" and "actual" commodity prices need to be developed.*

13 See D.W. Pearce and A. Markandya. "Marginal Opportunity Cost as a Planning Concept in Natural Resource Management." in S. Schramm and J. Warford, eds. *Environmental Management and Economic Development.* Johns Hopkins University Press, Baltimore (1989).

Project appraisal

The third modification required for the implementation of sustainable development practice is a change in the way we appraise investments. It is all too common to pay only lip service to the environment when deciding on development projects. The rules used by bilateral and multilateral agencies when lending to the developing world are a particularly good illustration of this. However, practice is changing slowly. The vital modifications needed have to do with measuring the environmental effects of projects and getting environmental values integrated into the economic appraisal. The techniques for doing so are fairly widely available, although a great deal of work still remains to be done in this area.

A further change is required. Even if the environmental effects of development projects are properly priced, such projects will inevitably degrade certain environmental assets. Because allowing such degradation is not compatible with holding the stock of environmental assets constant over time, the investment portfolio has to be altered to ensure that there are offsetting investments in the environment. These offsetting investments will not necessarily pass an orthodox project appraisal test. Their function is to compensate for the environmental losses incurred by other projects. *The informational implication is that decision-makers need better data on the ecological impacts of investment projects and programmes.*

Policy Information Requirements of Sustainable Development

Environmental Indicators

The OECD Environmental Indicators Programme uses a model context for determining the selection of environmental indicators. This model is based on "pressure-state-response," the basic idea being that indicators need to reflect:

- *pressures* on the environment (e.g., population change, economic growth, structural change, "wrong" pricing, public concern);
- *the state of the environment* itself (e.g., trends in emissions of air pollutants, ambient pollution concentrations, amounts and nature of waste disposed of);
- the *response* of society in terms of government policies, ameliorative measures undertaken by individuals and businesses, social response in terms of environmental activism, etc.

Figure 7 shows one such model of indicators.

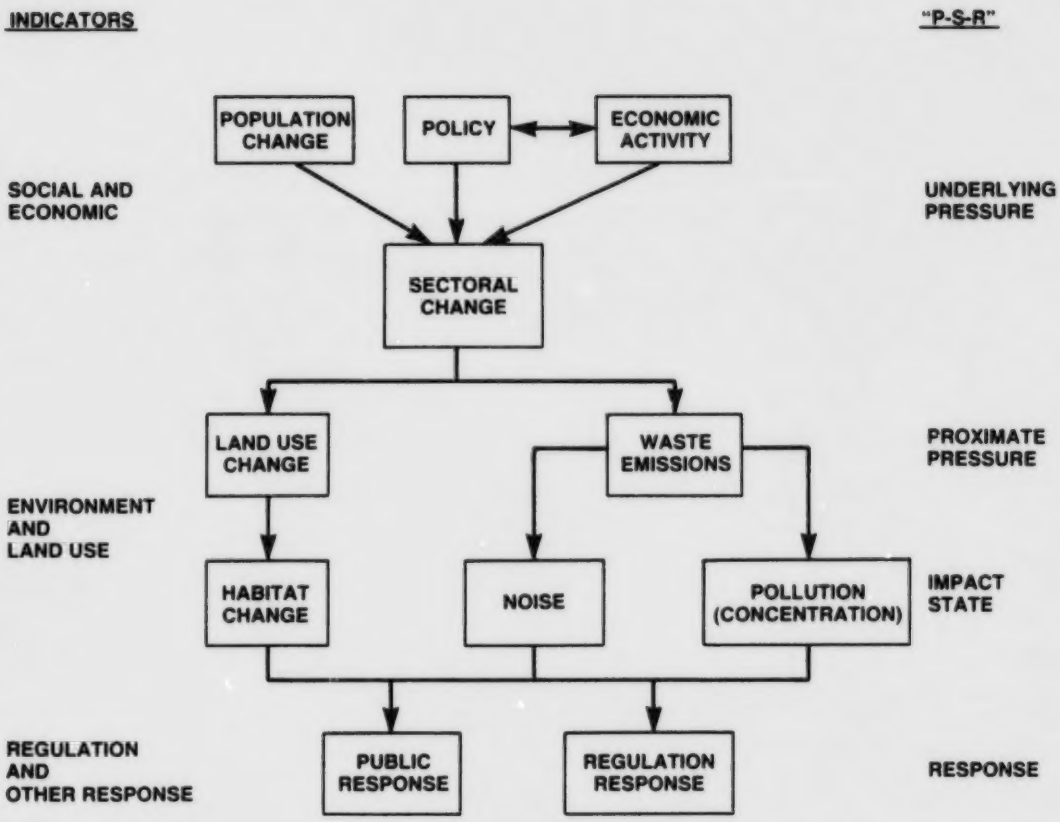
In the following sections, we distinguish several types of indicators which fit into this model.

Environmental efficiency indicators

These are broad magnitudes that link environmental measures to economic activity. Thus, a measure linking energy consumption to GDP would be a surrogate for an environmental efficiency measure of energy use. Energy production and use have well known environmental impacts. Table 6 illustrates these effects for various energy sources.

Any reduction in the amount of energy per unit of GDP is a reduction in environmental impact per unit of economic activity. The economy becomes more "environmentally efficient" because it becomes more energy efficient. Note, however, that this measure of efficiency is consistent with an increase in the *absolute* level of environmental impact. This is because gains in efficiency can be outweighed by the absolute growth of GNP. An improvement of 10% in energy efficiency, for example, could be associated with an increase in energy-related emissions if energy demand grows by more than 10%.

Figure 7
A Basic Model of Environmental Indicators



P = Pressure S = State of the Environment R = Response

Source: D.W. Pearce, R.K. Turner et al. "The Development of Environmental Indicators." *Report to the UK Department of the Environment*, University College London, February 1991.

Table 6
Selected Environmental Effects of the Energy Sector

Energy Sources	Air	Waters (surface, underground/ inland and marine)	Land and Soils	Wildlife	Others (solid waste, risks, human health, noise, visual)
Fossil fuels: extraction, treatment, transport, waste, disposal					
Coal	• SO_x, NO_x particulates	• Acid mine drainage • Mine liquid waste disposal • Water availability • Wash water treatment • Water pollution from storage heaps	• Land subsidence • Land use for mines and heaps • Land reclamation of open cast mines	• Natural habitat disturbed • Exploitation of wilderness or natural areas for surface mining	• Noise of rail transport of coal • Dust emission • Visual impact of coal heaps • Occupational risks
Petroleum Products	• H_2S production • SO_x, NO_x, CO, CO_2, HC, ammonia, particulates, trace elements	• Oil spills • Water availability	• Land use for facilities and pipes	• Natural habitat disturbed • Pipeline impact on wildlife • Wildlife polluted through leaks or spills	• Blow-outs • Explosions and fires • Odour • Pipeline leaks • Spills (accidental and operational) • Visual impacts of pipelines
Gas	• HC emissions (mainly methane) • Trace metal emission • H_2S and combustion emissions	• Liquid residual disposal	• Land use for facilities and pipes	• Natural habitat disturbed • Impacts of pipelines on wildlife	• Blow-outs • High leak potential • General safety • Spills and explosions • Visual impacts of pipelines

Table 6 (cont'd)
Selected Environmental Effects of the Energy Sector

Energy Sources	Air	Waters (surface, underground/ inland and marine)	Land and Soils	Wildlife	Others (solid waste, risks, human health, noise, visual)
Renewable energy					
Hydropower		• Effect on hydrological cycles • Water quality and resources	• Land irreversibly flooded • Landslide risks	• Wildlife habitat of rivers • Change in eco-systems • Fish migration affected	• Visual impacts • Risk of dam rupture
Others: biomass, geothermal, wind and solar energies	• Biomass combustion: air pollution, particulates • Geothermal: air pollution	• Biomass conversion: water pollution; water availability • Geothermal: water pollution	• Land use for energy plantations • Land requirement of solar energy	• Biomass: eco-system disruption by energy plantations	• Noise of wind generators • Visual impact of wind generators • Photovoltaic toxic pollution when decom-missioning
Electricity generation from fossil fuels (excluding nuclear energy)	• SO_x, NO_x, CO, CO_2, HC, trace elements, particulates, radionuclides • Long-range transport and deposition of pollutants • Climatic impacts of cooling towers	• Water availability • Thermal releases	• Land requirement	• Secondary effects on water, air and land	• Visual impact of cooling towers and lines • Solid wastes • Ash disposal • Noise

Source: OECD. "The State of the Environment 1985," OECD, Paris (1985).

Table 6 (cont'd)
Selected Environmental Effects of the Energy Sector

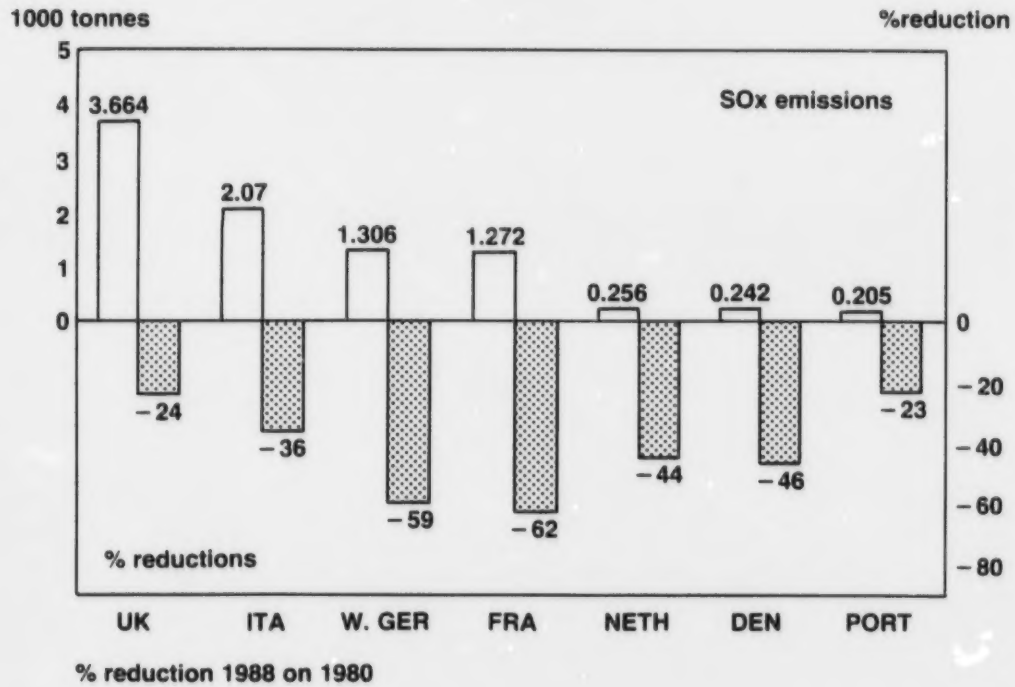
Energy Sources	Air	Waters (surface, underground/ inland and marine)	Land and Soils	Wildlife	Others (solid waste, risks, human health, noise, visual)
Uranium fuel cycle and electricity from nuclear power plants	• Radioactive dust • Gaseous effluent (radionuclides, F, NO_x) • Noble gas, H-3, I-131, C-14 • Local climatic impact of cooling towers	• Mine drainage • Underground water contamination • Water availability • Thermal releases • Liquid radionuclide emission (H-3, Co-60, Sr-90, I-131, Ru-106, Cs-136 and 137)	• Land subsidence (mines) • Land reclamation of open cast mines • Land use for mines	• Secondary effects of impacts on water, land and air	• Radioactive products • Mine water • Mill tailing water (toxic metal liquid and solid chemical wastes, radiological wastes) • Recycled fission products • High level radioactive wastes • Visual impact of cooling towers and power lines • Noise • Occupational risks
	• Decontamination and decommissioning of nuclear power plants				

Environmental efficiency measures the extent to which the underlying change in the economy reveals "decoupling" of economic activity and environmental impact. Efficiency gains may come about "naturally" — that is, as a result of the evolution of the economy — or as a result of deliberate policy measures (environmental regulation, for example). Since disentangling the sources of efficiency gain can be complex, policy decision-makers need guidance on such a decomposition of causal factors. Note that this type of information is needed, whether the decision-maker is from industry or from government. If industry is under pressure to "be green" or has a corporate commitment to being green, it will need the same kind of structured analysis of indicators that government does. Basically, any analysis should indicate:

- directions of change in efficiency (will it continue or not?);
- the broad extent to which efficiency has been brought about by policy at home or abroad;
- some comparative assessment — for example, by reference to the achievements of other companies or other countries.

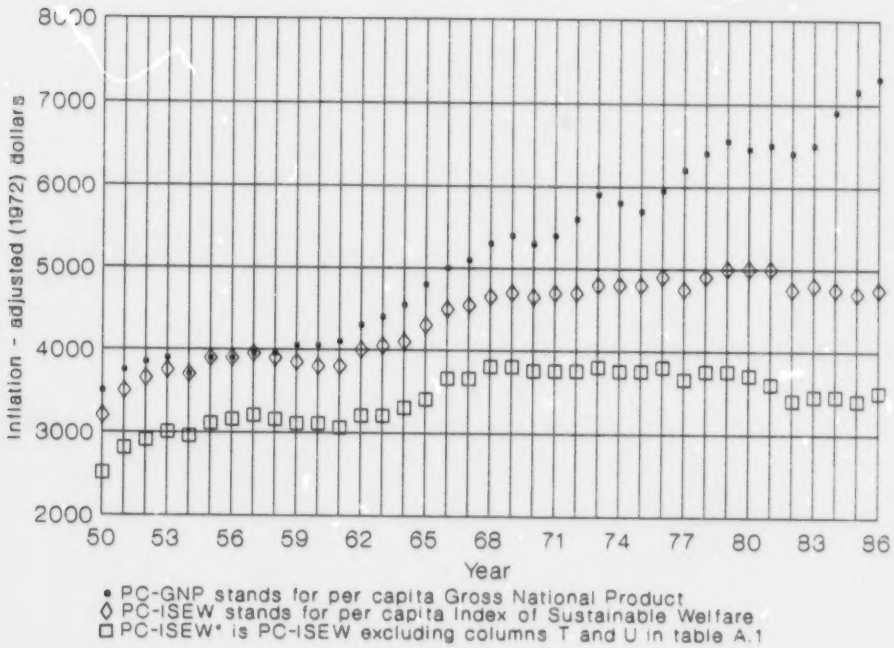
Figure 8 shows one illustration of such an indicator with respect to sulphur dioxide reductions in Europe.

Figure 8
European SO_x Emissions and Percentage of Reduction Achievements



Previously discussed measures of social cost, modified GNP and satellite accounts are all relevant to the issue of environmental efficiency. Thus, expressing social cost as a proportion of GNP would permit international comparison if the measures were of broadly the same type of social cost. The chances of achieving such comparability are probably small at the moment. More usefully, measures of social cost *over time* for a single nation would indicate whether the economy is more or less environmentally efficient. Daly and Cobb have computed such an index for the USA. Figure 9[14] shows the result, suggesting that per capita "sustainable welfare" in the USA actually began to fall in the mid-1970s. Space forbids a discussion of the Daly-Cobb index, and its reporting here should not be taken to imply that it is credible. The essential point is that, if credible, such a measure could be more than an indicator of human welfare. *If the adjustments made to GNP could be disaggregated to show which were due to environmental deterioration and which were not, then the indicator could also be used as a measure of environmental efficiency.*

Figure 9
Alternative Measures of Economic Welfare



14 H. Daly and J. Cobb. *For the Common Good: Redirecting the Economy Toward Community, the Environment and a Sustainable Future*, Beacon Press, Boston (1989).

Policy efficiency indicators

Policy efficiency indicators measure how successful actual policy has been in its environmental aims. Such measures could include indicators of the extent of compliance with a regulation. More usually, the relevant indicators are of physical form — emission reductions over time, ambient concentration changes, kilometres of river classified as "clean," and so on. But considerable caution is required when using such indicators. If emissions go down over time and the reduction coincides with, say, a *Clean Air Act*, it cannot be concluded that the reductions are a measure of the efficiency of *policy*. Statistical analysis is required, and this will frequently limit the communication between analyst and policy-maker. Simply put, not all policy-makers are equipped to understand the implications of principal components analysis, regression analysis, etc.

Some cases tend to be fairly clear. Figure 10 shows lead emissions in the UK together with standards set either in the UK or in the European Community. (The main EC Directive was in 1985). Clearly, lead intensity is closely linked to the standards set. In the last two years (1989, 1990), the reduction of emissions has been further accelerated by significant price differentials between leaded and unleaded gasoline.[15] However, other examples are far less clear-cut. Studies of the US *Clean Air Act*, for example, suggest that the Act may have been less important than other factors at work in the economy that reduced pollutant concentrations, namely, coal usage, total investment and product price.[16]

The general conclusion has to be that indicators of environmental policy efficiency are likely to be difficult to establish and will be open to differing interpretations. But understanding these linkages (from "response" back to "pressure" in the pressure-state-response mode) is critical to the design of efficient policy. Complexity is no excuse for not making the effort.

Measures of human development

"Development" is not the same as growth of income. It is a broader (and somewhat vague) concept that embraces some notion of equity between the members of a generation, some notion of basic freedoms and human rights and some notion of mental and spiritual welfare.

Finding a *measure* of development is problematic. Perhaps the closest we have come is the UNDP's *human development index*. The UNDP has observed that: "There is no automatic link between economic growth and human progress."[17] Its idea was to combine,

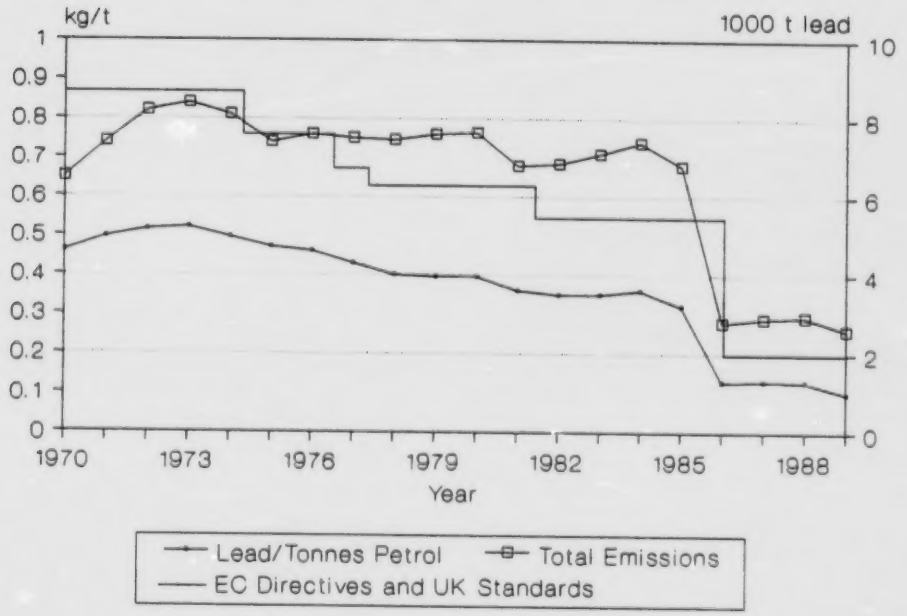
---

15 D.W. Pearce, R.K. Turner et al. *The Development of Environmental Indicators*, a Report to the UK Department of the Environment (February 1991).

16 Quoted in P. Portney. "Air Pollution Policy" in P. Portney, ed. *Public Policies for Environmental Protection*. Resources for the Future, Washington, DC (1990).

17 United Nations Development Programme, *Human Development Report 1990*, Oxford University Press, Oxford (1990).

Figure 10
Lead in Petrol



The diagram shows the decline in emissions, and in lead per tonne of petrol, against the various standards that were adopted. From 1970 to 1985, various pieces of scientific advice were given to the UK government regarding the role of blood lead in morbidity and mortality. Public pressure also came from international sources and from various campaigns.

in an ingenious way, a country's achievements in respect of literacy, life expectancy (a surrogate for health) and gross income (net income being very difficult to estimate for many countries). Table 7 shows a table comparing the top countries' rankings according to the human development index to their rankings by gross national income.

The exercise produces some surprises (e.g., the position of the USA). The implication is that the USA is less developed than Spain, Ireland, Italy or Belgium. Whatever the virtues of the human development index, it does at least serve to remind us that economic growth is not a reliable indicator of human progress. Interestingly, the early economists were concerned with income as a measure of well-being. However, the actual process of *measuring* a nation's income has become more concerned with income as a measure of economic activity, of the "busy-ness" of the economy. Now, the pendulum has swung back again, and there is renewed interest in getting some measure of our sustainable well-being. It may well be feasible to combine the human development index with environmental indicators.

Table 7
Country Rankings by Human Development Index and Gross National Income

Country	Human Development Index	GNP per capita
Japan	1	5
Sweden	2	6
Switzerland	3	1
Netherlands	4	14
Canada	5	7
Norway	6	3
Australia	7	17
France	8	12
Denmark	9	8
UK	10	18
Finland	11	10
F.R. Germany	12	11
New Zealand	13	22
Italy	14	19
Belgium	15	15
Spain	16	26
Ireland	17	24
Austria	18	13
USA	19	2

Source: United Nations Development Programme

Trading in Sustainability

One country can be on a sustainable development path (i.e., keeping its *own* natural capital intact) at the expense of another (i.e., by reducing the other's natural capital). International trade could be the medium by which this "trade in sustainability" takes place. This idea has been popular from time to time, notably with the celebrated "hamburger connection," whereby North American hamburgers were alleged to be the ultimate cause of Central American deforestation. The connection was alleged to be beef exports from Central America, coming from cattle ranches that were developed on cleared tropical forest land. There is, in fact, no supporting evidence for the connection. But other trade linkages do exist. The case of the alleged connection between cassava imports and Netherlands beef production is briefly outlined below.

Cassava is a root crop widely grown for human consumption in the tropics and a rich source of feed for livestock. In recent years, international trade in cassava has risen from almost nothing to some eight million tonnes. It is exported from Thailand to the Netherlands, Germany and Belgium, where it is used as commercial feed for livestock. Cassava grows well on poor soils such as those in areas of cleared tropical forest, and, in the absence of artificial fertilizers, will deplete the nutrient content of the soils in which it grows. In north-east Thailand, although land has been cleared specifically to cultivate cassava for export, the linking of deforestation to European demand gives an incomplete picture of the complexity of the motives behind the clearing. For one thing, farmers would not have had access to the cleared plots in the first place had there not been earlier clearing to make way for new roads for military purposes. The road-building was followed not only by cropping but also by logging and clearing for livestock. Moreover, if they had not cleared it for the purpose of growing cassava, the farmers — in their efforts to escape poverty — would have cleared the newly accessible land and cultivated it with some other crop. In fact, cassava is grown only on 25% of cleared forest land.[18] Clearly, European demand was not the instigator of deforestation in north-east Thailand, but rather, incidental when viewed in the broader context of the incentives and opportunities available to extremely poor people in the region, and infrastructural changes in transport made for non-economic reasons.

The cassava example raises the question of how an environmental indicator might be used to forewarn of situations in which one country is achieving sustainability at another's expense. One possibility is for any country suspecting that it is "importing sustainability" (i.e., causing non-sustainable resource use elsewhere) to identify the exporting countries, assess the likelihood that exports are non-sustainable and calculate an indicator of its imports from the exporting country as a proportion of total exports. Thus, if Thailand's cassava exports *are* non-sustainable, and if the Netherlands' imports are 80% of those

18 A. van Amstel, E. Baars, J. Sijm and H. Denne. *Tapioca from Thailand for the Dutch Livestock Industry*. Institute for Environmental Studies, Free University of Amsterdam, Amsterdam (1986).

exports, then, arguably, the Netherlands would be responsible for 80% of the cassava-related environmental damage in Thailand. The picture could quickly become complex. However, research in this area of trade-related environmental damage is still very much in its infancy.

Prioritisation of Policy-maker Information Needs

Summary of Preceding Chapters

The message of the preceding chapters may be summarized as follows:

- policy-maker information is contingent upon our understanding of what sustainable development means;
- sustainable development can be interpreted as a rising level of per capita "human development" over time;
- a minimal condition for supposing that development will be sustained is that a nation's capital assets should be at least maintained, and preferably improved;[19]
- the ecological interpretation of sustainability argues for special attention to be paid to "natural capital";
- environmental information must therefore focus on:
  - — the "state of natural capital," i.e., the *state of the environment*;
  - — measures of *importance* for *damage done*;
  - — *trends* in the state of the environment over time, i.e., absolute trends and trends in *environmental efficiency*;
  - — factors giving rise to past, current and future environmental change, i.e., indicators of *pressure on the environment*;
  - — measures of *policy efficiency*, in order to determine the efficacy of past and current policy, as well as the directions of future policy. Such measures must include *costs* of policy (including both the spatial and the social incidence of costs and benefits).

19 Indeed, if assets are only maintained and population grows, then "assets per capita" will decline. Development may or may not be sustainable, depending on the rate of technological change.

This provides a coherent "story" for political decision-makers and advisers. It was suggested earlier that environmental information does not vary greatly according to user. However, the perspective may differ. If we view the preceding summary in terms of *business* decision-makers, then the sequence would be:

- review the state of the environment;
- assess company impact on the environment, and the importance of that impact — e.g., materials and energy usage per unit of sales (a feature of *environmental audit*);
- look at business activity to gauge the pressures on the environment (a further feature of a good environmental audit);
- look at company *policy* on the environment (in the form of "credos," "missions," corporate plans, etc.) and assess *costs* and *benefits*; and
- comply with government regulation.

It thus appears that the sequence holds up reasonably well for business policy decision-makers, as it does for political decision-making.

Therefore, the kinds of information required from this model are:

- "state" indicators;
- "trend" and efficiency indicators;
- "importance" indicators;
- "pressure" indicators; and
- policy cost indicators.

Table 8 summarizes informational needs by type of information, by user, and by means of eliciting and presenting the information.

Of the modes of information in Table 8, only the "statistical analysis" and "cost-benefit analysis" items require any elaboration. Table 9 illustrates the statistical analysis in terms of an evaluation of the causes of tropical deforestation. Table 10 illustrates a well executed cost-benefit analysis.

Table 8
Summary of Forms of Information

User	Indicator					
	State	Trend	Importance	Pressure	Policy Efficiency	Cost
Citizen/consumer	State indicator	State indicator	Public opinion			
Business	State indicator	State indicator	Public/expert opinion	Environmental audit	Environmental audit	Cost assessment
			Public/expert opinion	Environmental audit		
Government	State indicator	State indicator	Risk assessment	Causal analysis	Causal analysis	Cost-benefit analysis
			Social cost analysis			
			Public/expert opinion			
NGO	State indicator	State indicator	Risk assessment	Causal analysis	Causal analysis	
			Expert opinion			
Multilaterals	State indicator	State indicator	Risk assessment	Causal analysis	Post audits	Cost-benefit analysis
			Social cost analysis			
Examples	OECD environmental indicators		Opinion polls	Statistical regression (see text)	Operations evaluation reports (e.g., World Bank)	US EPA's "Lead in Gasoline" regulatory impact analysis (see text)
			Social cost studies		Statistical regression (see text)	
			GNP estimates (see text)			

Table 9
Testing the Trade-related Factors Giving Rise to Tropical Deforestation

Data from 45 developing countries were used to test the factors giving rise to deforestation. The study related industrial logging to the factors noted in the table below. The hypothetical relationships tested were as follows:

- Higher timber prices raise the opportunity cost of leaving forests unharvested.
- Overvalued exchange rates could encourage forest depletion or, if devaluations are associated with "structural adjustment" packages, overvaluation might be inversely related to logging.
- High indebtedness encourages the use of forest land for export crops, including timber and agriculture.
- Population growth exerts pressure on unexploited forest land.

The measures shown are elasticities (i.e., the percentage change in forest depletion with each 1 percent change in the variable). The results can be interpreted as follows:

In 1967-71, when exchange rates were relatively fixed, the export price of logs dominates the explanation of deforestation. For each 1 percent change in the price of logs, there was a 1.5 percent increase in the area of forest logged.

In 1972-75, efforts to promote cereal self-sufficiency were associated with forest depletion, which increased by 4.7-5.1 percent for every 1 percent change in cereal self-sufficiency. Real income growth was also important with an elasticity of 2. Notice that the link between income growth and deforestation is positive, contrary to the popular "poverty hypothesis." Another finding which contradicts popular views is that the debt service ratio is related to depletion in an inverse manner. The connection here may be that easier credit removed the pressure to raise logging rates. Agricultural prices also generally rose in this period, giving some incentive to clear forests for agriculture.

In 1976-80, there was a strong association between *devaluation* and forest depletion. Increased demand abroad for cheaper exports would be an incentive to "mine" forests to secure foreign exchange advantages and to substitute for dearer imports. Both income and cereal self-sufficiency exerted a continued impact during this period.

In the 1971-86 period, the expansion of arable lands became the most important factor explaining depletion, and exchange rate devaluations continued to have an impact.

Table 9 (cont'd)
Testing the Trade-related Factors Giving Rise to Tropical Deforestation

	Model 1	Model 2	Model 3
1967-1971			
Export price logs	1.45**	1.49**	1.50**
1972-1975			
Per capita income	2.18**	2.18**	1.96**
Agric. export prices	0.86	1.11*	0.96
Debt service ratio	-1.15	-1.51	-1.46
Cereal self-sufficiency	5.12**	4.84**	4.71**
Population	0.26	0.26	0.26*
1976-1980			
Per capita income	1.43	1.61*	1.29
Devaluation rate	4.10**	4.67**	3.16*
Cereal self-sufficiency	4.61	5.41*	4.19
1981-1985			
Devaluation rate	1.40*	1.40*	1.02
Arable land per capita	3.74**	4.01**	2.86*

* significant at the 5% level
** significant at the 1% level

Source: A.D. Capistrano and C. Kiker, "Global Economic Influences on Tropical Closed Broadleaved Forest Depletion 1967-1985," Food and Resource Economics Department, University of Florida, Gainseville, May 1990, mimeo.

Table 10
Case Study in the Use of Cost-Benefit Analysis in Decision-making: Lead in Gasoline

Year-by-year costs and monetized benefits of Final Rule, assuming partial misfuelling*
(in millions of 1983 dollars)

	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Monetized Benefits								
Children's health effects	223	600	547	502	453	414	369	358
Adult blood pressure	1 724	5 897	5 675	5 447	5 187	4 966	4 682	4 691
Conventional pollutants	0	222	222	224	226	230	239	248
Maintenance	102	914	859	818	788	767	754	749
Fuel economy	35	187	170	113	134	139	172	164
Total Monetized Benefits	12 084	7 821	7 474	7 105	6 788	6 517	6 216	6 211
Total Refining Costs	96	608	558	532	504	471	444	441
NET BENEFITS	1 988	7 213	6 916	6 573	6 284	6 045	5 772	5 770

* misfuelling costs are associated with the use of leaded fuel in vehicles designed for unleaded fuels.

The above table shows the results of a cost-benefit analysis carried out by the US EPA in connection with regulations concerning lead in gasoline. It was designed to test the assumptions that ambient lead concentrations were linked to serious health effects. Although health benefits dominate the results, their removal does not change the fact that the benefits of introducing unleaded fuel outweigh its costs.

The monetization of benefits included reductions in: medical costs; the costs of compensatory education for impaired children; costs associated with mortality/morbidity in adults (medical costs, lost labour, etc.); cost estimates of ozone pollution and other damage associated with emissions (mainly HC, NO_x and CO), which are also reduced as a result of burning unleaded fuel; and vehicle maintenance. Expected increases in fuel efficiency associated with the development of higher-octane unleaded gasolines were also included.

Setting Priorities for Environmental Information

Information is not without cost. It is important, therefore, to establish priorities in terms of its generation and use. Various criteria for selecting information may be devised. We suggest some sort of benefit-cost assessment, that is, the *aim should be to focus first on that information which yields the highest net gains to the user* (or the community for which the user acts). Such evaluations will necessarily require the exercise of judgement. Our own approach to priorities is set out below.

The "importance" of environmental degradation

The first priority is to establish what matters. In terms of the foregoing discussion on sustainable development, one priority becomes the provision of indicators or information on the *extent of natural asset depreciation.* To understand what is required, we may contrast an *emissions* indicator with a *stock* indicator. If emissions do not exceed the receiving capacities of natural environments, then although some damage may ensue, sustained damage is unlikely and the "stock" of the environmental receiving medium need not be affected. In other words, emissions indicators provide useful environmental information, but they do not directly inform the decision-maker about sustainability. *Some measure of the ratio of emissions to receiving capacity is required.*

In practice, this is extremely complex, not least because, in many cases, the concept of "receiving capacity" cannot be readily translated into measurable form. It is more likely to be definable in resource-using contexts. Figure 11 shows the OECD indicator set for water extraction rates relative to regenerated supply, and Table 11 shows measures of "carrying capacity" in the Sahelian zones of Western Africa. Both measures adopt a ratio of "use-to-receiving capacity" indicator.

Attention needs to be focused on the development of analogous indicators for pollution. Typically, the "critical loads" concept is relevant here, although it should be used with care. The critical load refers to a threshold at which pollution concentrations begin to cause damage. Whereas carrying capacity refers to a "limit" of capacity, beyond which human welfare declines *significantly*, a critical load can be exceeded without major impairment of welfare. Figure 12 shows a possible interpretation.

The difference arises because carrying capacities are usually defined with respect to a *population living at some minimum resource intake level.* Critical loads, on the other hand, simply refer to the threshold point where *some* damage occurs. Determination of this threshold level is also extremely complex because of the diversity of receiving environments. For example, the speed and extent to which waterways become acidified as a result of acidic deposition depends on the characteristics of the surrounding soil and vegetation. As well, the extent of damage to aquatic life will depend on its ability to tolerate a more acidified environment.

Figure 11
Water Use Intensity Trends and Withdrawal as a Percentage of Gross Annual Availability

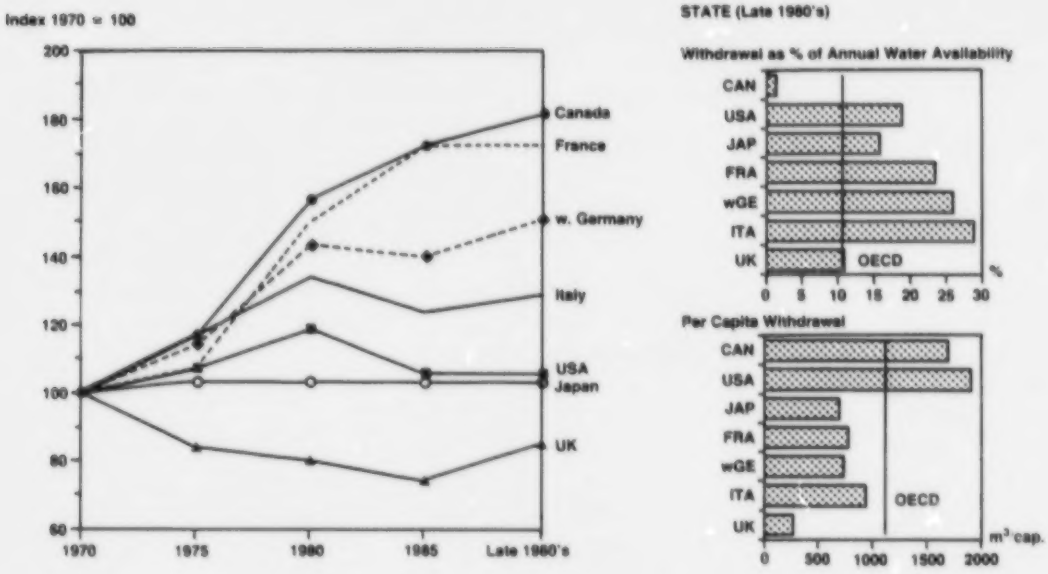


Figure 11 (cont'd)
Water Use Intensity Trends and Withdrawal as a Percentage of Gross Annual Availability

	1970	1975	1980	1985	Late 1980s	m^3 per capita late 1980s
Canada	0.8	0.9	1.2	1.3	1.4	1 691
USA	17.8	19.1	21.2	18.8	18.8	1 896
Japan	15.1	15.5	15.5	15.5	15.5	692
N. Zealand	0.2	0.3	0.3	0.5	0.5	571
Denmark	6.5	9.5	10.9	11.2	10.0	254
Finland	3.2	3.4	3.6	3.8	3.8	809
France	13.5	14.6	20.3	23.3	23.4	774
w. Germany	17.1	19.5	24.5	24.0	25.8	722
Italy	22.4	26.3	30.1	27.8	28.9	940
Netherlands	14.7	15.3	16.4	16.1	16.1	980
Norway	0.5	0.6	0.5	0.6	0.6	531
Spain	22.3	32.7	36.2	41.0	41.6	1 176
Sweden	2.0	2.3	2.0	1.6	1.7	355
Switzerland	1.3	1.3	1.3	1.4	1.4	106
Turkey	7.0	9.6	9.7	11.6	17.7	548
UK	13.0	10.9	10.4	9.6	11.0	262
OECD	8.6	9.4	10.5	10.0	10.2	1 106

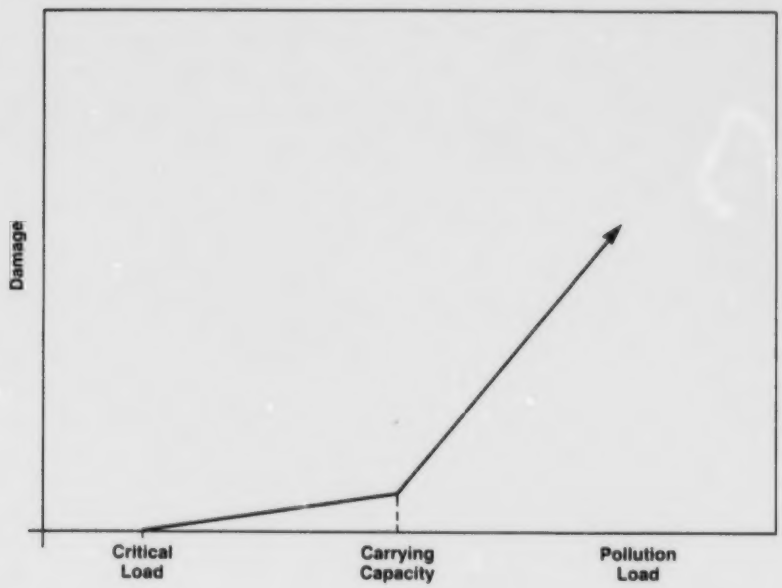
Source: OECD. *OECD Environmental Indicators 1991*. OECD, Paris (1991).

Table 11
Carrying Capacities in Sahelian/Sudanian Zones of West Africa

Zone	Sustainable Population			Actual Rural Population	Sustainable Population	Actual Rural Population
	Crops	Livestock	Sum		Fuelwood	
Saharan	—	0.3	0.3	0.3	—	0.3
Sahelo-Saharan	—	0.3	0.3	2	—	2
Sahelian	5	2	7	7	1	7
Sahelo-Sudanian	10	5	15	20	10	23
Sudanian	15	7	22	17	20	21
Sudano-Guinean	25	10	35	9	20	10

Source: D. Steeds. *Desertification in the Sahelian and Sudanian Zones of West Africa.* World Bank, Washington, DC (1985).

Figure 12
Critical Load/Carrying Capacity



Use-to-capacity measures, if they can be developed more widely, need to be supplemented by further elaboration of the types of environment-economy indicators already under development by OECD and other countries.

It is worth noting that an entire array of assessment procedures is required for such indicators. *Geographical information systems* in general, together with overlays of socio-economic data, assist in the provision of both indicators and move to the next level of information — causal analysis.

In assessing the "importance" of environmental degradation, the second priority is to establish health-environment indicators. While environmental epidemiology is well developed, remarkably few measures of "excess mortality and morbidity" statistics are published, linking health to environmental hazards.

The third priority lies in measuring the social cost of environmental degradation (previously discussed). The fourth priority lies in securing measures of public and expert opinion on environmental risk (also previously discussed). The fifth priority lies in modifying national accounting systems.

Thus, under the criterion of *importance* we suggest the following ranking:

- use-to-capacity ratios, and other "basic" indicators (e.g., environment-economy)
- health-environment indicators
- social cost measures
- expert and public opinion
- modified national accounting systems.

The causes of environmental degradation

Our second "set" of indicators/information relates to causal factors. We have already indicated that such information requires expertise in terms of statistical analysis and presentation. In Table 12, we offer a further example of a statistical analysis, this time with a clear policy implication that investing in soil enhancement in degraded forest lands will have a high environmental rate of return in terms of reduced deforestation.[20]

Policy analysis will also tend to reflect on causal processes, and may or may not involve statistical analysis. In policy analysis, the effectiveness of environmental policy is investigated in detail. Relevant disciplines include environmental science, political science and economics.[21]

Policy costs

The third form of information required relates to the costs of adopting policies. Such costs tend to be divided between the public and private sectors as, for example, in waste water treatment. In both sectors, it is important to know the *costs of compliance* with regulation. Surprisingly, these often appear to be known only imperfectly, and sometimes not at all. It is difficult to see how policy-makers can make rational environmental decisions without knowing the costs of regulation. Where, as in the USA, some form of "regulatory impact assessment" legislation exists, the costs of *specific* regulations tend to be reasonably well known. Even so, the costs of overall programmes of regulation are not likely to be known with any precision.[22]

---

20 We note with interest that, while relatively few statistical analyses of the causes of environmental degradation (or improvement) exist, those that do tend to be for *developing* countries and for deforestation. Apart from widespread public interest in tropical forests, we surmise that the bias reflects the difficulties of applying such analysis to other "major" environmental issues. For example, measures of "desertification" are few, and, where they do exist, extremely unreliable.

21 Examples for the USA include: S. Lukon. *Efficiency in Environmental Regulation: A Benefit-Cost Analysis of Alternative Approaches*. Kluwer, Boston and Dordrecht (1990).

22 See Portney, op. cit.

Table 12
Agricultural Expansion and Tropical Deforestation

In a 23-country study of agricultural expansion, Douglas Southgate identified the following principal causal factors:

- Population growth which increases demand for products of agriculture (but does not significantly increase demand for land, as urban migration outstrips fertility in most countries surveyed).
- Growth in agricultural exports.

He also identified two factors as significant deterrents to colonisation:

- The formation of non-environmental assets (e.g., human capital and managerial talent) to produce better farming practices and increase yields.
- Institutional factors, such as secure tenure for cultivators and restriction of relatively unrestricted access to forested lands.

The policy implications of the latter two factors are significant, since they are clearly within the scope of agricultural and economic planning agencies' mandates. Population growth and external demand factors are much more difficult, if not impossible, to plan for and control.

Source: D. Southgate. "Tropical Deforestation and Agricultural Development in Latin America," (November 1990), mimeo.

Who gains, who loses

Decision-makers need to know more than the *overall* costs and benefits of policies and actions; they need to know who bears the costs and who secures the benefits. Indeed, it is widely acknowledged that development that ignores the social incidence of gains and losses may well be unsustainable.[23]

Table 13 shows an example of incidence analysis for the UK in respect of a hypothetical tax on energy designed to reduce carbon dioxide emissions.

23 See Brundtland Commission, op. cit.

Table 13
Distributional Effects of Tax on Domestic Energy

Household spending on domestic fuel and power:
The effects of a 15% increase in price
(by quintile of gross household income)

	Poorest	2	3	4	Richest
Household income (£p.w.)	53.70	112.65	196.10	291.70	520.35
Spending on fuel and power before tax change (£p.w.)	8.55	10.45	10.96	12.01	13.96
Increase in tax paid (£p.w.)	1.17	1.44	1.48	1.60	1.80
Change in consumption of fuel and power	-9.9%	-8.5%	-6.5%	3.0%	1.9%

The above table shows the effect of a value-added tax, which would increase the price of domestic energy sources by 15 percent. The distributional effects of higher prices for domestic energy bear particularly heavily on poorer households. Not strongly related to income, household spending on energy in absolute terms changes little in response to the imposition of the tax over the range of income levels. The impact on actual consumption is, however, more marked, with the poorest reducing their consumption by almost 10 percent and the richest by almost nothing.

Sources: S. McKay, M. Pearson and S. Smith. "Fiscal Instruments in Environmental Policy," *Fiscal Studies* (November 1990).

M.A. Pearson and S.R. Smith. "Taxation and Environmental Policy: Some Initial Evidence," IFS Commentary no. 19, Institute for Fiscal Studies, London (1990).

Table 14 summarizes our prioritisation of policy-maker information.

Table 14
Priorities for Environmental Information

Criterion	Ranking of Information	Comment
Importance of effect	Environment-economy indicators and use to capacity ratios	See OECD *Indicators* programme — tends to be reasonably well documented
	Health impacts	Individual country efforts and World Bank — no systematic approach
	Social cost measures	
	Expert/public opinion	Often not available in structured form
		Widely available in OECD countries
	Accounting systems	Various country efforts; World Resources Institute programme, UNEP, World Bank and OECD programmes; UNSO
Causes	Statistical analysis	Surprisingly limited exercises
	Policy analysis	Extensive in OECD
Costs	Abatement technology costs	Usually known, but often in unsystematic manner
	Overall compliance costs	Frequently not known, even in OECD countries
Incidence	Incidence analysis: intragenerational	Less frequently carried out than benefit or cost assessment; major data problems in many cases
	Incidence analysis: intergenerational	Subject to major uncertainties, but critical to sustainable development

Gaps in Information for Global Environmental Decision-making

While *substantial* amounts of information exist on environmental conditions in both the industrialized and the developing worlds, the information is notably weakest in the context of a number of global environmental issues that cause considerable concern. In particular, we highlight several broad factors that are frequently linked to environmental degradation:

- the role of international trade;
- the role of international indebtedness;
- poverty and the environment; and
- aid and the environment.

While there are deeply held views on all these issues, remarkably little analysis is available to shed light on what the connections actually are.

A typical linkage, for example, might be that indebtedness gives rise to a drive for exports in order to pay interest on the debt. The export drive may, in turn, divert resources from "ecologically sound" subsistence crops into "ecologically unsound" export crops, or into the export of timber, polluting industries and so on. The greater the debt, the greater the resource diversion and the more the environmental degradation. While this is a plausible story, it is not one for which we have substantive evidence. Two informational approaches are possible:

- exploring the various linkages in the sequence;
- inspecting the *overall* relationship between indebtedness and environmental decay.

In the first approach, questions arising are, for example:

- Why are subsistence crops thought to be environmentally benign? (Many are not — e.g., sorghum, millet.)

- Why are export crops thought to be environmentally harmful? (Many are not — e.g., coffee, tea. It depends on *where* they are grown.)

Under the second approach, one could statistically analyse the relationship between, say, deforestation and indebtedness. Few studies of this kind appear to exist.[24]

In the absence of such information, it is difficult to see how productive discussions on a more "environmentally friendly" international trading regime can take place. Moreover, unless aid policies are based on this kind of information, the benefits of environmentally sensitive aid may quickly be lost due to macro-economic problems that are unrelated to aid.[25]

---

24 For one example of such a study, see Capistrano and Kiker, op. cit.

25 A useful analysis of the role of *structural adjustment* in contributing to environmental degradation can be found in I. Sebastian and A. Alicbusan, *Sustainable Development: Issues in Adjustment Lending Policies*, World Bank, Washington, DC (1989).

Towards Indicators of Sustainability

Earlier in this paper, we investigated the meaning of sustainable development in order to arrive at some operational definition of the term. Sustainable development was seen as a process of human advancement. If "development" is more than income per capita, there must be some agreement on its meaning. We need to do more than simply observe past trends of "development indicators" in order to determine whether or not a country (region, business, international zone, etc.) is on a "sustainable" development path.

From this, it can be seen that the development of sustainability indicators is fraught with difficulty. Nonetheless, some progress can be made by determining what might be regarded as germane to such indicators. At a minimum, the relevant information would appear to be:

- the development, as a longer-term aim, of a measure of "sustainable income," through modified GNP accounting;

- renewable resource use indicators — e.g., indicators showing the rates at which renewable resources are being extracted and renewed. Figure 13 shows an indicator of this kind for forest use in OECD countries. All countries are seen to be harvesting forest resources *sustainably*, with (West) Germany coming close to a constant stock situation. Other countries are harvesting a yield that is more than sustainable, and hence their stocks are increasing. Table 15 shows catch rates for ocean fisheries against estimated sustainable yield. The figure shows clearly that the Pacific Northwest fishery is unsustainably managed, as is the Mediterranean/ Black Sea fishery, and possibly also those of the East Central Atlantic, the Eastern Indian Ocean, and the Southeast and Eastern Central Pacific;

- some indicator of exhaustible resource use. The concept of "sustainable use" in this context would appear to be inappropriate since, if a resource is exhaustible, any use rate will deplete it. However, physical scarcity indicators are not particularly relevant here, because exhaustible resources are subject to new discoveries and, more importantly, to technological change in both extraction and use. The effect of technological change is to make the *productivity* of all remaining stocks higher than that of previously depleted stocks. Possible indicators include:

  — *Resource prices*: if commodity markets worked freely, we might expect all these factors to show up in resource prices. Briefly, if (real) resource prices are constant over time, or if they decline, then the resource is not "scarce" in the economic sense. If they rise, then the resource is getting scarcer.[26]

26 The movement of real resource prices is the subject of a fairly extensive literature in economics — see D. and J. Hall, "Concepts and Measures of Natural Resource Scarcity," *Journal of Environmental Economics and Management.* (September 1984).

Figure 13
Intensity of Use of Forest Resources
(harvest/annual growth)

Period 1980-85

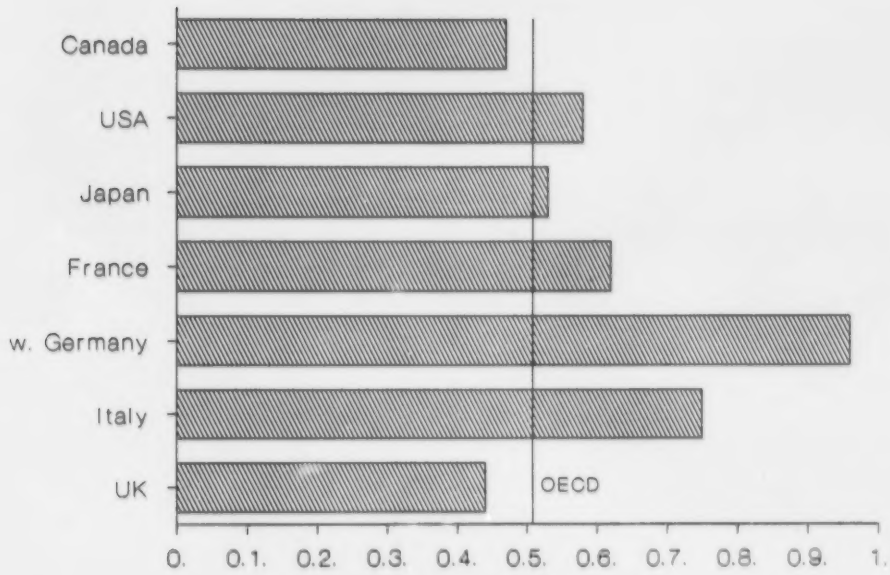


Figure 13 (cont'd)
Intensity of Use of Forest Resources
(harvest/annual growth)

Period 1980-85

	Growing stock m^3/ha	Annual increment m^3/ha	Annual harvest million $m^{3(a)}$			Intensity of use total harvest/ annual growth		
	1980-85	1980-85	1950s	1970s	1980-85	1950s	1970s	1980-85
Canada	74.3	1.7	71.1	121.4	151.3	..	..	0.47
USA	109.3	3.6	304.6	397.4	442.7	0.60	0.57	0.58
Japan	105.8	3.0	73.2	50.5	40.6	..	..	0.53
Australia	64.4	1.0	..	..	16.3	..	..	0.39
N. Zealand	150.9	14.7	2.8	8.6	10.2	..	..	0.87
Austria	274.0	6.2	11.2	15.1	15.2	1.37	0.81	0.78
Belgium	148.0	7.5	2.7	3.2	2.8	1.18	1.23	0.62
Denmark	141.0	7.7	2.2	2.5	2.1	0.88	1.09	0.75
Finland	88.0	3.2	48.9	54.7	53.6	0.92	0.98	0.82
France	120.0	4.0	35.5	34.7	39.5	1.09	0.75	0.62
w. Germany	224.0	5.7	35.3	33.7	40.9	1.41	0.99	0.96
Greece	73.0	1.8	4.0	35.0	2.9	1.03	0.88	0.71
Ireland	102.0	7.3	0.2	0.4	0.9	0.67	0.22	0.32
Italy	154.0	3.1	15.4	11.9	9.0	1.04	0.85	0.75
Netherlands	103.0	4.2	0.8	1.2	1.2	1.20	0.98	0.95
Norway	83.0	2.6	11.9	10.2	11.3	0.83	0.65	0.63
Portugal	90.0	4.4	5.4	7.5	10.8	1.00	0.92	0.94
Spain	68.0	4.3	14.2	16.8	13.3	..	0.66	0.48
Sweden	101.0	3.0	43.5	66.6	57.6	0.76	1.05	0.70
Switzerland	364.0	5.6	4.2	4.8	4.8	0.88	0.91	0.91
Turkey	58.0	2.9	7.2	19.9	19.6	..	1.04	1.02
UK	108.0	5.6	4.3	4.2	5.2	1.39	0.67	0.44
Yugoslavia	138.0	3.5	35.2	23.8	21.2	2.38	1.06	0.72
OECD	93.2	2.6	703.3	914.3	952.1	..	..	0.52

Note: (a) Over bark volumes.
Source: OECD. *OECD Environmental Indicators 1991*. OECD, Paris (1991).

Table 15
Annual Catch and Sustainable Yield of Regional Marine Fisheries

	Average annual catch[a] ('000 metric tons)		Estimated sustainable yield[b] ('000 metric tons per year)
	1975-77	1985-87	
ALL MARINE FISHERIES	60 948	78 955	62 250-95 950
Atlantic, Northwest			
Total catch	3 372	2 930	3 400-4 300
Cods, hakes, haddocks	867	881	
Herrings, sardines, anchovies	613	503	
Clams, cockles, arkshells	226	416	
Redfishes, basses, congers	251	209	
Flounders, halibuts, soles	236	212	
All others	1 179	708	
Atlantic, Northeast			
Total catch	12 585	10 690	10 100-12 300
Cods, hakes, haddocks	4 143	3 580	
Herrings, sardines, anchovies	1 923	1 747	
Redfishes, basses, congers	1 162	1 275	
Jacks, mullets, sauries	3 217	1 740	
Mackerels, snoeks, cutlassfishes	757	580	
All others	1 381	1 768	
Atlantic, Western Central			
Total catch	1 510	2 188	3 200-5 100
Herrings, sardines, anchovies	850	992	
Miscellaneous marine fishes	134	275	
Shrimps, prawns	169	186	
Oysters	176	194	
Redfishes, basses, congers	150	115	
All others	232	405	
Atlantic, Eastern Central			
Total catch	3 613	3 047	2 900-3 700
Herrings, sardines, anchovies	1 386	1 180	
Jacks, mullets, sauries	648	405	
Miscellaneous marine fishes	371	353	
Redfishes, basses, congers	340	298	
Tunas, bonitos, billfishes	243	246	
All others	626	565	
Atlantic, Southwest			
Total catch	893	1 847	2 600-3 900
Squids, cuttlefishes, octopuses	6	456	
Cods, hakes, haddocks	236	593	
Redfishes, basses, congers	215	277	
Herrings, sardines, anchovies	172	143	
Shrimps, prawns	45	76	
All others	218	301	

Table 15 (cont'd)
Annual Catch and Sustainable Yield of Regional Marine Fisheries

	Average annual catch[a] ('000 metric tons)		Estimated sustainable yield[b] ('000 metric tons per year)
	1975-77	1985-87	
Atlantic, Southeast			
Total catch	2 656	2 303	2 500-3 100
Herrings, sardines, anchovies	994	837	
Jacks, mullets, sauries	612	645	
Cods, hakes, haddocks	586	510	
Miscellaneous marine fishes	83	88	
Redfishes, basses, congers	99	78	
All others	202	166	
Indian Ocean, Western			
Total catch	2 051	2 605	2 700-4 200
Redfishes, basses, congers	426	491	
Tunas, bonitos, billfishes	158	446	
Miscellaneous marine fishes	344	524	
Herrings, sardines, anchovies	339	379	
Shrimps, prawns	242	240	
All others	543	524	
Indian Ocean, Eastern			
Total catch	1 190	2 277	1 500-2 200
Miscellaneous marine fishes	507	983	
Redfishes, basses, congers	129	214	
Herrings, sardines, anchovies	119	191	
Jacks, mullets, sauries	58	127	
Shads	3	112	
All others	274	649	
Pacific, Northwest			
Total catch	17 568	25 187	13 500-16 500
Herrings, sardines, anchovies	1 888	5 831	
Cods, hakes, haddocks	3 950	5 282	
Miscellaneous marine fishes	3 634	4 716	
Mackerels, snoeks, cutlassfishes	2 176	1 869	
Redfishes, basses, congers	1 470	1 309	
All others	4 549	5 091	
Pacific, Northeast			
Total catch	2 142	3 156	2 600-3 200
Cods, hakes, haddocks	1 228	1 933	
Flounders, halibuts, soles	182	368	
Salmons, trouts, smelts	182	383	
Redfishes, basses, congers	177	154	
Herrings, sardines, anchovies	112	78	
All others	262	240	

Table 15 (cont'd)
Annual Catch and Sustainable Yield of Regional Marine Fisheries

	Average annual catch[a] ('000 metric tons)		Estimated sustainable yield[b] ('000 metric tons per year)
	1975-77	1985-87	
Pacific, Western Central			
Total catch	5 447	8 369	5 800-7 800
Miscellaneous marine fishes	1 812	1 657	
Tunas, bonitos, billfishes	821	1 184	
Jacks, mullets, sauries	729	840	
Herrings, sardines, anchovies	570	683	
Redfishes, basses, congers	544	637	
All others	1 170	1 368	
Pacific, Eastern Central			
Total catch	1 506	2 523	2 200-3 000
Herrings, sardines, anchovies	742	1 350	
Tunas, bonitos, billfishes	436	534	
Miscellaneous marine fishes	97	246	
Shrimps, prawns	75	141	
Mackerels, snoeks, cutlassfishes	4	161	
All others	152	191	
Pacific, Southwest			
Total catch	387	745	1 200-2 000
Cods, hakes, haddocks	98	169	
Jacks, mullets, sauries	42	124	
Redfishes, basses, congers	58	148	
Miscellaneous marine fishes	21	72	
Squids, cuttlefishes, octopuses	32	112	
All others	136	120	
Pacific, Southeast			
Total catch	4 898	10 528	3 700-10 300
Herrings, sardines, anchovies	3 590	7 663	
Jacks, mullets, sauries	532	2 294	
Cods, hakes, haddocks	161	173	
Redfishes, basses, congers	49	100	
Mackerels, snoeks, cutlassfishes	108	66	
All others	258	332	
Mediterranean and Black Sea			
Total catch	1 225	1 966	1 090-1 410
Herrings, sardines, anchovies	584	852	
Jacks, mullets, sauries	95	216	
Redfishes, basses, congers	117	150	
Miscellaneous marine fishes	113	130	
Mussels	22	96	
All others	294	521	

Table 15 (cont'd)
Annual Catch and Sustainable Yield of Regional Marine Fisheries

	Average annual catch[a] ('000 metric tons)		Estimated sustainable yield[b] ('000 metric tons per year)
	1975-77	1985-87	
Antarctic			
Total catch	172	416	X
Krill, planktonic crustaceans	65	338	
Redfishes, basses, congers	108	73	
Jacks, mullets, sauries	1	1	
Miscellaneous marine fishes	8	3	
Miscellaneous marine molluscs	0	0	
All others	1	0	

Source: Food and Agriculture Organization of the United Nations

Notes:
a. "Catch" includes all fish, crustaceans and molluscs harvested in marine fishing areas.
b. "Estimated sustainable yield" refers to marine fish, crustaceans and cephalopods. It excludes ocean pelagic species (about 3.5 percent of total potential) and molluscs.

Notes:
Figures may not add because of rounding.
0 — zero or less than half the unit of measure; X — not available.

Source: World Resources Institute. *World Resources 1990-91*. World Resources Institute, Washington, DC (1991).

— *Share of resource use accounted for by renewables*: as exhaustible resources are depleted, they will tend to be substituted for by other exhaustibles or renewables (e.g., solar energy for coal). Thus, one might use the share of total resource use accounted for by renewables as an indicator of movement towards sustainability. The higher the ratio, the more sustainable the development is likely to be.

In our view, there is still a considerable way to go before we can confidently present sustainability indicators. But policy-makers have a clear and emphatic need for such indicators if we are to embrace sustainable development as a goal.

Summary and Issues for Further Discussion

This paper has been concerned with the provision of environmental information as seen from the perspective of the policy decision-maker. We may summarize the main points as follows:

1. The whole framework for sustainable development requires that we look at the environment in the context of socio-economic progress (and decline). Such progress both causes environmental change and reacts to it. The "pressure-state-response" model, as espoused by the OECD Environmental Indicators Program, captures much of this linkage.

2. Policy-makers need information which:

   - is guided by an operational meaning of sustainable development;
   - permits the "pressure-state-response" linkage to show through;
   - enables the environmental efficiency of the economy to be perceived;
   - is guided by measures of *importance*, based on expert assessment of social cost and risk, and public opinion;
   - is conducive to policy analysis — in particular, it must be accompanied by information on the *cost* of any measures; and
   - is reasonably "transparent" in terms of interpretation.

3. Definitions of sustainable development abound; however, we recommend that it be interpreted in terms of:

   - an index of human development;

   - a requirement that nature's capital be used sustainably, in terms of:
     — sustainable yield and regeneration rates for renewable resources;
     — real resource prices for exhaustible resources with markets; and
     — shares of renewable resources (used sustainably) in the total of resources used; and

   - some measure of the "trade" in sustainability.

4. While we have generally discussed the issues in terms of ***nations***, in our view the requirements for decision-makers in the business sector are directly analogous. Table 2(b) summarized the environmental information needs of decision-makers, and Table 8, the various forms of environmental information.

5. We consider it essential to grade information according to its importance. The indiscriminate gathering, analysis and communication of data is a waste of resources. What is needed is environmental information in a form useable to the relevant

decision-maker. Table 14 gives an outline of what we feel are priorities for environmental information, including some of the difficulties involved in the acquisition and application of such information.

6. We consider that while the development of "true" sustainability indicators may be some time off, these will, nevertheless, be a long-term imperative for cost-effective, reliable environmental planning. In light of this, environmental information needed by planners must be viewed in terms of its contribution to the development of such indicators.

References

Ahmad, Y.J., Serafy. S.E. and E. Lutz, eds. *Environmental Accounting for Sustainable Development* (A UNEP-World Bank Symposium). The World Bank, Washington, DC (1989).

Canada: State of the Environment Reporting Branch, Corporate Policy Group, Environment Canada, Report No. 17, *Environmental Indicators: Opinions of Potential Users* (April 1990).

Capistrano, A.D. and Kiker, C. "Global Economic Influences on Tropical Closed Broadleaved Forest Depletion 1967-1985," Food and Resource Economics Department, University of Florida, Gainesville (May 1990), mimeo.

Conway, G.R. *Helping Poor Farmers — A Review of Foundation Activities in Farming Systems and Agro-ecosystems Research and Development.* Ford Foundation, New York (1987).

Daly, H. and Cobb, J. *For the Common Good: Redirecting the Economy Toward Community, the Environment and a Sustainable Future.* Beacon Press, Boston (1989).

Hall, D. and Hall, J. "Concepts and Measures of Natural Resource Scarcity," *Journal of Environmental Economics and Management* (September 1984).

Hazilla, M. and Koop, R. "The Social Cost of Environmental Quality Regulations: A General Equilibrium Analysis." Resources for the Future Discussion Paper QE 86-02, Washington, DC (1986).

Luken, R.A. *Efficiency in Environmental Regulation: A Benefit-Cost Analysis of Alternative Approaches.* Kluwer, Boston and Dordrecht (1990).

McKay, S., Pearson, M. and Smith, S. "Fiscal Instruments in Environmental Policy," *Fiscal Studies* (November 1990).

Organization for Economic Co-operation and Development (OECD). *Environmental Indicators: A Preliminary Set.* OECD, Paris (1991).

_____. *OECD Environmental Indicators 1991.* OECD, Paris (1991).

_____. *Pollution Control and Abatement Expenditure in OECD Countries.* OECD, Paris (November 1990).

_____. "The State of the Environment 1985," OECD, Paris (1985).

_____. "The State of the Environment 1991," OECD, Paris (1991).

Pearce, D.W. "New Environmental Policies: Recent OECD Experience and its Relevance to the Developiing World." OECD Development Centre, Paris (forthcoming 1991).

Pearce, D.W. and Markandya, A.M. *Environmental Policy: The Benefit of Monetary Valuation.* OECD, Paris (1989).

_____. "Marginal Opportunity Cost as a Planning Concept in Natural Resource Management," in S. Schramm and J. Warford, eds. *Environmental Management and Economic Development.* Johns Hopkins University Press, Baltimore (1989).

Pearce, D.W., Markandya, A.M. and Barbier, E.B. *Blueprint for a Green Economy.* Earthscan, London (1990).

Pearce, D.W. and Turner, R.K. et al. "The Development of Environmental Indicators," a Report to the UK Department of the Environment (February 1991).

Pearce, D.W. and Warford, J. *Environment and Development: Natural Resources in the Developing World.* The World Bank, Washington, DC (forthcoming 1991).

Portney, P. "Air Pollution Policy," in P. Portney, ed. *Public Policies for Environmental Protection.* Resources for the Future, Washington, DC (1990).

Schramm, S. and Warford, J. *Environmental Management and Economic Development.* Johns Hopkins University Press, Baltimore (1989).

Sebastian, I. and Alicbusan, A. *Sustainable Development: Issues in Adjustment Lending Policies.* World Bank, Washington, DC (1989).

Southgate, D. "Tropical Deforestation and Agricultural Development in Latin America," (November 1990), mimeo.

Steeds, D. *Desertification in the Sahelian and Sudanian Zones of West Africa.* World Bank, Washington, DC (1985).

Train, R. *Corporate Use of Information Regarding Natural Resource and Environmental Quality.* World Wildlife Fund U.S., for U.S. Council on Environmental Quality, Washington, DC (1984).

UK Department of the Environment/National Opinion Poll, "Counting on Science at E.P.A.," *Science*, Vol. 240 (10 August 1990).

United Nations Development Programme. *Human Development Report 1990.* Oxford University Press, Oxford (1990).

Van Amstel, A., Baars, E., Sijm, J. and Denne, H. *Tapioca from Thailand for the Dutch Livestock Industry.* Institute for Environmental Studies, Free University of Amsterdam, Amsterdam (1986).

World Commission on Environment and Development. *Our Common Future.* Oxford University Press, Oxford (1987).

World Resources Institute. *World Resources 1990-91.* World Resources Institute, Washington, DC (1991).

ENVIRONMENTAL INFORMATION FOR THE TWENTY-FIRST CENTURY
INTERNATIONAL FORUM

INFORMATION ENVIRONNEMENTALE POUR LE VINGT ET UNIÈME SIÈCLE
FORUM INTERNATIONAL

Document thématique n° 1

Les besoins d'information des décideurs

par

David Pearce

et

Shirra Freeman

Department of Economics
University College London
Royaume-Uni

MAY 21–24 MAI 1991 MONTRÉAL, CANADA

Canada

ABRÉGÉ

Le présent document est axé sur les besoins d'information des décideurs dans l'optique de l'objectif général du développement durable. L'information environnementale y est décrite comme le trait d'union primordial entre les données scientifiques sur l'état et les tendances des systèmes de ressources écologiques, et les préoccupations socio-économiques du planificateur. Les auteurs du document recommandent principalement que la collecte, l'analyse et la présentation des données servent à élaborer un ensemble d'indicateurs internationaux uniformes du développement durable.

Table des matières

Les exigences relatives à l'information destinée aux décideurs 1

Introduction 1
La gestion de l'environnement dans l'optique du développement durable 1
Qui sont les décideurs? 1
Aperçu de l'information requise par les décideurs 6

Le rôle des décideurs dans le processus d'élaboration et de mise en oeuvre 7
L'opinion et la «réaction» des décideurs 10
Les informations requises pour la mise en oeuvre des mesures et des politiques 10
Les coûts sociaux des dommages environnementaux 10
PNB modifié et comptes satellites 12
Les indicateurs d'impact 12
Les indicateurs d'incidence 14

Le développement durable 15

Introduction 15

L'approche économique du développement durable 15
Introduction - Capital, dépréciation, investissement et durabilité 15
L'interprétation générale de la durabilité 16
La durabilité du point de vue de la conservation des ressources naturelles 17
Non-substituabilité 17
Irréversibilité 17
Incertitude 17

L'approche écologique du développement durable 18
Conciliation des approches économique et écologique 18

L'impact du développement durable sur l'information 20

Les répercussions économiques du développement durable 26
Les changements à apporter au système de comptabilité nationale 26
Correction des prix 27
Évaluation des projets 28

Les exigences en matière d'information du développement durable 29

Indicateurs environnementaux 29
Indicateurs de l'efficacité environnementale 29
Indicateurs de l'efficacité des politiques 36
Mesures du développement humain 36

Le commerce de la durabilité 39

Établissement de priorités quant aux besoins d'information des décideurs 41

Résumé des chapitres précédents 41

Établissement des priorités en ce qui concerne l'information environnementale 47
«Importance» de la dégradation de l'environnement 47
Causes de la dégradation de l'environnement 51
Coûts des politiques 52
Gagnants et perdants 53

Le manque d'informations pour la prise de décisions globale dans le domaine de l'environnement 55

Vers des indicateurs de la durabilité 56

Résumé et points devant être examinés plus en détail 63

Bibliographie 65

Les exigences relatives à l'information destinée aux décideurs

Introduction

La gestion de l'environnement dans l'optique du développement durable

Aujourd'hui, on reconnaît généralement que, pour gérer l'environnement, il faut non seulement recourir aux approches traditionnelles de réglementation, mais aussi gérer l'économie en tenant compte de l'environnement. La gestion de l'environnement, quant à elle, est essentielle au développement durable.

Le présent document traite des besoins d'information dans l'optique du développement durable en tant qu'objectif global de politique. En l'occurrence, il s'agit de déterminer en quoi doit consister l'information nécessaire à l'élaboration et à la mise en oeuvre de politiques axées sur un développement durable à court et à long terme et quelles formes doit prendre cette information. Les besoins propres aux objectifs plus spécifiques (les étapes vers le développement durable) sont examinés en fonction des divers types de décideurs, de l'information disponible (p. ex., indicateurs de la qualité de l'environnement, état des connaissances scientifiques) et d'une collecte, d'une analyse et d'une diffusion efficaces des données.

Le tableau 1 résume quelques-uns des résultats d'un sondage récent réalisé auprès des utilisateurs canadiens d'indicateurs de l'environnement. On y retrouve divers besoins définis par les utilisateurs et liés à l'élaboration des politiques.

Qui sont les décideurs?

Bien que le présent document soit axé sur les besoins d'information des décideurs, rien ne distingue plus particulièrement le type de renseignements dont doivent disposer les responsables de l'élaboration et de la mise en oeuvre des politiques. Le décideur utilise peut-être l'information à des fins différentes de celles des autres planificateurs économiques, mais de nombreux groupes font appel aux mêmes renseignements pour différents motifs qui n'ont peut-être pas tous rapport aux politiques. En fait, le succès de toute politique repose notamment sur une diffusion efficace de l'information pertinente à toutes les parties en cause.

Nous répartissons donc les décideurs en deux grands groupes fonctionnels : ceux qui élaborent des politiques et les autres. C'est l'utilisation qu'ils font de l'information économique et environnementale qui les distingue. Le tableau 2 a) donne un aperçu du rôle et des besoins d'information de chacun.

Tableau 1
Besoins d'information déterminés par les utilisateurs

- Les indicateurs doivent avoir un rapport direct avec le quotidien des gens, *avec les choses auxquelles ceux-ci attachent de la valeur*, et être présentés de façon à mettre ce rapport en évidence.
- Pour pouvoir servir de guides, les indicateurs doivent être *crédibles* et globalement acceptables. La plupart des gens n'ont pas besoin de comprendre les détails de l'élaboration d'un indicateur; ils ont par contre besoin de savoir que l'indicateur est reconnu comme valide par un grand nombre de spécialistes.
- Les indicateurs doivent concerner les questions qui exigent *examen* et *action*.
- Les indicateurs doivent être *présentés de façon simple*.
- Les indicateurs doivent refléter les tendances nationales et régionales et permettre des comparaisons entre régions. (Il est aussi nécessaire de pouvoir disposer d'un ensemble parallèle d'indicateurs mondiaux et internationaux.)
- Les indicateurs doivent être suffisamment souples pour tenir compte des nouvelles données scientifiques et de l'évolution de l'opinion publique.
- Une approche multidisciplinaire *combinant les indicateurs environnementaux aux indicateurs de santé et aux indicateurs économiques* favoriserait dans une large mesure la compréhension des interrelations entre l'environnement et les autres secteurs de la société. Cette approche ferait appel, entre autres, à un système de *comptabilité nationale* pour l'environnement. (Voir le chapitre sur les *Exigences du développement durable en matière d'information* ainsi que le document thématique n° 3 pour plus de détails sur ces systèmes de comptabilité.)
- Les mesures de qualité absolue devraient être accompagnées d'indicateurs de risque et de stress. (Voir la notion des charges limites dans le chapitre sur l'**Établissement de priorités quant aux besoins d'information des décideurs**.)

Source : Direction de l'environnement, Service des politiques du Ministère, Environnement Canada, rapport n° 17, *Indicateurs environnementaux : points de vue des usagers potentiels*, avril 1990

Tableau 2 a)
Catégorisation des décideurs economiques

Décideurs	Fonction	Utilisations de l'information
Gouvernements (nationaux, locaux, - politiciens, fonctionnaires, conseillers)	Décideur	Élaboration / administration des politiques
Autres organismes nationaux et supranationaux (organismes de type fédéral, prêteurs bilatéraux/multilatéraux, commissions, etc.)	Décideur	Élaboration / administration des politiques
Entreprises	Décideur	Élaboration / administration des politiques
	Destinataire	Respect des lois et règlements
Consommateurs/citoyens	Destinataire	Respect des lois et règlements
		Droits prévus par la loi

Le tableau 2 b) examine plus en détail les questions et les types d'information environnementale qui intéressent ces deux groupes.

Le tableau 2 b) montre clairement que, si la perspective et l'utilisation qui est faite de l'information varient selon les utilisateurs, l'*information nécessaire est très semblable*. Sauf quelques rares exceptions, tous les décideurs utilisent la même information. Afin d'établir des objectifs réalistes de qualité de l'environnement, les décideurs doivent disposer d'indicateurs de base ainsi que de données de référence pour analyser les changements sur le long terme. Si le décideur est un organisme élu, celui-ci tiendra à connaître l'opinion publique. (Cette question est traitée plus en détail dans la partie sur *Le rôle des décideurs dans le processus d'élaboration et de mise en oeuvre des politiques*).

Le respect de la réglementation gouvernementale et la conscience des responsabilités sociales comptent parmi les facteurs qui influent sur l'élaboration des politiques dans le secteur privé. Les entreprises ont donc des besoins d'information semblables à ceux des gouvernements et des organismes supranationaux. De plus, le respect de la réglementation présuppose la mise en place de lignes directrices bien définies (p. ex., mécanismes de limtation des d'émissions, règlements de sécurité, mécanismes de contrôle et d'exécution); en d'autres termes, une communication claire et précise des objectifs d'une politique donnée et du rôle de l'entreprise à titre de destinataire de la politique.

Tableau 2 b)
Information environnementale requise par les décideurs

	Décideurs			Destinataires	
	Gouvernement				
Questions	**Local**	**National**	**Organismes Supranationaux**	**Entreprises**	**Citoyens/ Consommateurs**
État de l'environnement	•	•	•	•	•
Tendances environnementales	•	•	•	•	•
Importance de la question (selon) :					
Opinion publique	•	•	•	•	•
Opinion des experts	•	•	•	•	•
Coût économique (coûts-avantages)	•	•	•	•	•
Répercussions sur la santé	•	•	•	•	•
Efficacité de la politique	•	•	•	•	•
Politiques qui peuvent servir :					
au gouvernement national	•	--	•	•	•
aux entreprises	•	•	•	•	•

Les citoyens/consommateurs doivent être informés des tendances environnementales. En tant que consommateurs, ils veulent connaître la position des entreprises à l'égard de l'environnement. En tant que citoyens, ils veulent connaître la position du gouvernement, particulièrement en ce qui a trait à leurs droits et obligations aux termes de la loi. Par exemple, ils peuvent vouloir en savoir davantage sur leurs droits à une indemnisation en cas d'exposition à des substances toxiques à la suite d'un accident industriel. De même, ils devront être informés des changements de réglementation en ce qui concerne l'élimination des déchets, ainsi que la collecte et le recyclage des ordures ménagères.

Si les besoins des divers décideurs se rejoignent en bonne part quant au *type* d'information, ils diffèrent quant au mode de présentation de l'information et à son actualité. Il faut parfois interpréter l'information scientifique destinée aux spécialistes de telle sorte qu'elle puisse être comprise par le profane. L'actualité de l'information et son accessibilité peuvent être particulièrement importantes pour les entreprises qui doivent se conformer à la réglementation, compte tenu des peines qu'entraîne la violation des règlements. Dans les pays où la réglementation est axée sur la coopération et l'assistance, il est possible d'obtenir beaucoup de renseignements de l'organisme de réglementation lui-même (p. ex., des lignes directrices détaillées sur la nature du règlement et les exigences relatives à la surveillance). Un sondage sur les attitudes des entreprises américaines à l'égard de l'information environnementale a toutefois révélé que, souvent, l'information publiée par le gouvernement fédéral n'est pas à jour et qu'elle n'a pas de dimension *internationale* (en ce qui concerne par exemple la réglementation environnementale dans des pays autres que les États-Unis où les entreprises prévoient s'implanter)[1]. Le rapport recommandait la création d'un bureau central d'information environnementale.

Ces questions - la disponibilité de l'information et l'efficacité de sa diffusion - nous amènent à examiner les sources et les modes de collecte de l'information environnementale. L'opinion veut que les gouvernements s'occupent de produire et de diffuser l'information environnementale. Toutefois, si le secteur privé considère que cette information ne répond pas à ses besoins, on peut se demander pourquoi le marché ne produit pas ce genre d'information. En fait, c'est ce qu'il fait jusqu'à un certain point - par l'entremise, par exemple, des nombreux organismes qui réunissent des renseignements à l'intention du milieu des affaires[2]. En règle générale, toutefois, une large part de l'information sert aux gouvernements à s'acquitter de leurs activités de surveillance et d'élaboration des politiques. Les organismes privés ne peuvent produire de telles données puisque a) elles ne sont souvent publiées que parce que les gouvernements exigent leur publication; b) les frais de démarrage pour la collecte de ces données peuvent être considérables; et c) le «brevetage» des sources d'information afin de prévenir leur reproduction gratuite est souvent onéreux. C'est pourquoi les décideurs, du secteur public et privé, doivent habituellement s'en remettre aux gouvernements pour leur fournir l'information. L'idée d'un bureau central est, en fait, familière aux Européens puisque la future Agence européenne pour l'environnement se verra justement confier un tel mandat. Cette démarche arrive à point nommé, à l'aube de la création du marché unique européen. Il faudra étoffer l'information environnementale sur chacun des pays de la Communauté européenne lorsque les activités des entreprises échapperont aux contrôles frontaliers. En outre, les gouvernements devront pouvoir compter sur des données comparables pour évaluer la conformité avec la législation environnementale de type fédéral ainsi que les réalisations environnementales.

Mais les entreprises veulent aussi mesurer leur propre rendement environnemental, surtout à une époque où le «vert» est une couleur à la mode non seulement pour réussir sur le marché mais aussi comme symbole d'engagement social. Les «analyses d'impact» sont habituellement menées par l'entreprise elle-même; en d'autres termes, l'information est d'ordinaire générée *intra muros* (p. ex., l'utilisation des matériaux, la consommation d'énergie). Mais divers indicateurs sont aussi fournis par des sources plus centralisées (p. ex., les niveaux d'efficacité énergétique atteignables, les coûts et les avantages du recyclage des matériaux, le prix commercial des produits recyclés). La participation de l'entreprise à la poursuite d'objectifs plus globaux, comme la réduction des émissions de CO_2, devra aussi se fonder sur une certaine information de l'extérieur.

---

1 Voir R. Trane, *Corporate Use of Information Regarding Natural Resource and Environmental Quality,* Fonds mondial pour la nature, États-Unis, pour le Council on Environmental Quality, Washington. D.C., 1984

2 Parmi les très nombreux exemples, mentionnons l'*Environmental Reporter* et l'*Environmental Data Service* (Royaume-Uni), tous deux publiés par des organismes privés.

En conclusion, les *types* d'information exigés par les divers décideurs demeureront probablement fort semblables. Essentiellement, chacun a besoin de savoir si une tendance environnementale est *significative* ou non, quelles sont ses *causes* et quels seraient les *coûts* et les *avantages* de mesures efficaces. Mais, si la nature de l'information ne risque pas de varier beaucoup, son actualité peut avoir une importance déterminante pour le secteur privé, particulièrement lorsqu'il est question de se conformer à des règlements. De plus, la *centralisation* de l'information permet de toute évidence des économies d'accès à tous les utilisateurs, dans la mesure où l'on peut leur garantir la fiabilité des renseignements. On peut s'attendre à ce que le marché diffuse beaucoup d'information - ce qu'il fait d'ailleurs - mais les gouvernements devront inévitablement agir eux-mêmes comme fournisseurs clés de données.

Aperçu de l'information requise par les décideurs

L'information requise par les décideurs doit s'appuyer sur :

- une compréhension claire de l'objectif du développement durable ou, en d'autres termes, de ce que vise le décideur (voir le chapitre sur *Le développement durable*);
- une structure analytique basée sur le modèle «*pression-état de l'environnement-réaction*» de l'OCDE[3]. Ce modèle renseigne sur les sources des pressions qui s'exercent sur l'environnement, l'état de l'environnement qui en résulte, ses conséquences sur les indicateurs d'impact et la rentabilité potentielle des mesures prises (voir le tableau 3);
- *l'efficacité de l'information* : dans le processus de prise de décisions, il est possible de faire des présentations détaillées aux échelons inférieurs mais, plus l'on s'élève dans la hiérarchie des décideurs, plus les présentations doivent être concises;
- *la fiabilité de l'information* : une bonne partie de l'information n'est pas fiable. Cela est particulièrement vrai dans le cas de l'information environnementale, à cause non seulement des limites actuelles des connaissances scientifiques, mais aussi d'une analyse déficiente;
- des indicateurs des gagnants et des perdants, une fois le changement environnemental opéré (la question de la répartition ou de l'équité).

[3] OCDE, *Indicateurs de l'environnement : une étude pilote*, OCDE, Paris, 1991

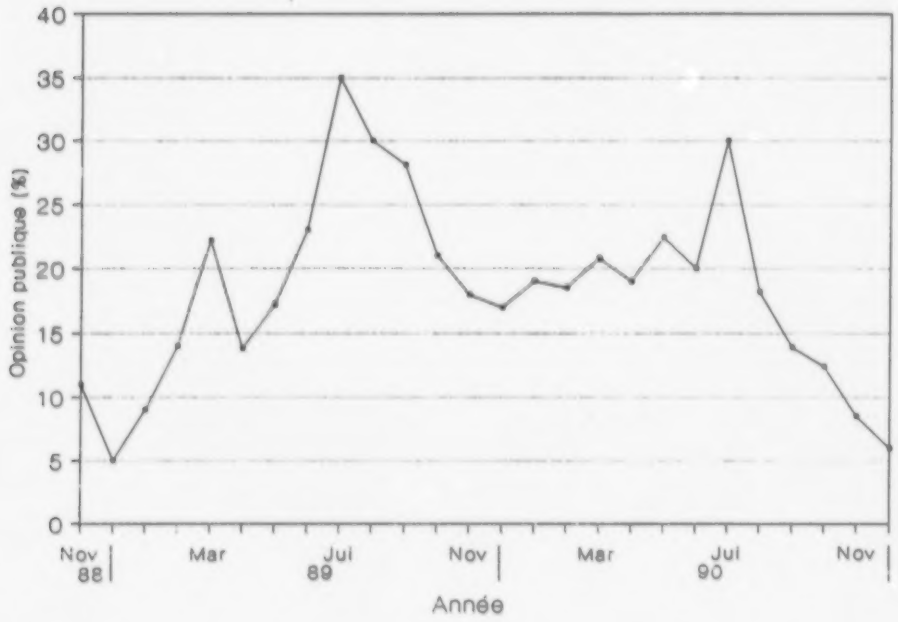
Tableau 3
Structure analytique de l'information destinée aux décideurs

Pression	État de l'environnment	Impact socio-économique	Réaction
Quelle est la source du problème environnemental?	Quels indicateurs de changements environnementaux sont disponibles? Quels sont leurs rapports avec les pressions et les effets?	Quels indicateurs d'effets sont disponibles?	Dans quelle mesure la politique est-elle efficace?
Exemples : croissance démographique, subventions et sous-facturation, permanence menacée, protection	Exemple : OCDE, *Indicateurs d'environnement*, Paris, 1991	Exemples : Santé, baisse du PNB, coûts sociaux, EIE	Exemples : Analyse de la politique, analyse coûts-avantages, rentabilité

Le rôle des décideurs dans le processus d'élaboration et de mise en oeuvre des politiques

Non seulement les décideurs *réagissent* aux préoccupations exprimées à l'égard de l'environnement par le public, les experts scientifiques et les groupes de pression, mais ils *mettent en train* des politiques environnementales indépendamment des opinions «extrêmes». Ils doivent donc en tout temps avoir une *indication* de l'opinion sur a) les préoccupations environnementales en général; b) l'importance attachée aux différents problèmes environnementaux et c) les objectifs plus vastes du bien-être social et des politiques environnementales (voir la figure 1 et le tableau 4).

Figure 1
Opinion publique concernant l'environnement
(R.-U.) 1988-1990



L'axe vertical indique la proportion des répondants pour qui l'environnement est un problème majeur au Royaume-Uni. La question environnementale semble avoir pris de l'importance après le discours du premier ministre Thatcher à la Royal Society vers la fin de 1988. Les pics se situent à l'été 1989 lors des élections au Parlement européen puis au moment de la conférence de Londres sur l'ozone en juin 1990. En août 1990, après l'invasion du Koweït par l'Irak, l'environnement cède le pas à la sécurité, qui devient la première priorité.

Source : MORI

Tableau 4
Évaluation des risques par les spécialistes et le public aux États-Unis et comparaison avec les préoccupations du public au Royaume-Uni

Conseil consultatif scientifique de l'EPA – Risques importants (non classés)	Sondage d'opinion publique Roper (États-Unis) Mars 1990	Sondage DOE/WOP (R.-U.) Mai 1989
«Risques écologiques» :	Proportion (%) percevant le problème comme très grave :	Proportion (%) «très préoccupée» par le problème :
évolution du climat	48	44
couche d'ozone	60	56
changement de l'habitat	42 (terres humides)	45
perte de diversité biologique	--	45
«Risques pour la santé» :		
polluants atmosphériques de référence	56	34 (vapeurs et fumées) 40 (précipitations acides)
polluants atmosphériques toxiques	50 (véhicules)	33 (véhicules)
radon	17	--
pollution de l'air à l'intérieur	22	--
eau potable	46	41
produits chimiques (au travail)	63	--
pesticides	52	46
couche d'ozone	60	56

Questions considérées comme importantes (*) par le public mais non par les experts des États-Unis et du Royaume-Uni

États-Unis	dépotoirs de déchets toxiques en service ou abandonnés	(67 %, 65 %)
	pollution industrielle de l'eau	(63 %)
	déversements de pétrole	(60 %)
	accidents dans les centrales nucléaires	(60 %)
	accidents de pollution industrielle	(58 %)
	déchets radioactifs	(58 %)
	fuites de réservoirs souterrains	(54 %)
Royaume-Uni	déversement de produits chimiques dans les rivières et la mer	(64 %)
	contamination des plages par les eaux d'égout	(59 %)
	déchets radioactifs	(58 %)
	déversements de pétrole	(53 %)

* plus de 55 p. 100 aux États-Unis, plus de 50 p. 100 au Royaume-Uni.

Source : U.K. Department of the Environment/National Opinion Poll, «Counting on science at E.P.A.», *Science*, Vol. 240, 10 août 1990

L'opinion et la «réaction» des décideurs

L'opinion est un bon baromètre de l'importance d'une question et elle influe surtout sur la «réaction» des décideurs. Les voies par lesquelles elle est portée à la connaissance de ces derniers varient largement selon l'endroit. Et la mesure dans laquelle elle est prise en compte dans les politiques dépend notamment de sa compatibilité avec les objectifs plus larges du décideur.

Les informations requises pour la mise en oeuvre des mesures et des politiques

Pour *mettre en oeuvre* des mesures et des politiques environnementales, les décideurs doivent disposer d'informations sur les *coûts humains, sociaux et économiques* de la dégradation de l'environnement. Quatre types d'informations méritent d'être considérés :

- les mesures des coûts sociaux sur une base sectorielle et nationale;
- les mesures du produit national brut (PNB) «modifié» et (ou) des comptes satellites (ces questions sont reprises plus en détail dans le document thématique n° 3);
- les indicateurs d'«impact» (p. ex., la santé); et
- les indicateurs d'«incidence» (les gagnants et les perdants, les conséquences distributives des politiques).

Les coûts sociaux des dommages environnementaux

Plusieurs tentatives ont été faites pour évaluer les coûts sociaux des dommages environnementaux en termes *monétaires*. Les décideurs ont besoin de cette information pour avoir une idée de l'*importance* de ces dommages en général ou d'une question environnementale en particulier. Les mécanismes d'évaluation sont au point, quoique sujets à controverse dans certains cas. L'évaluation repose principalement sur les études «dose-effet» (p. ex., l'érosion des sols entraîne un manque à gagner dans la production agricole ayant une valeur commerciale, la pollution de l'air endommage les bâtiments, lesquels doivent être réparés plus tôt ou plus fréquemment qu'ils ne devraient l'être dans des conditions normales; la détérioration de la santé se traduit par une perte de productivité, et ainsi de suite.)[4]

Le tableau 5 donne différentes estimations de ces coûts. On peut voir que, malgré les marges d'erreur évidentes, il est possible d'évaluer les coûts sociaux tant pour les pays *industrialisés* que pour les pays *en développement*.

---

[4] Pour un survol des techniques d'évaluation monétaire, voir D.W. Pearce et A. Markandya, *L'Évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*, OCDE, Paris, 1989. Pour une introduction simple, voir D.W. Pearce, A. Markandya et E.B. Barbier, *Blueprint for a Green Economy*, Earthscan, Londres, 1990

Tableau 5
Résumé des coûts sociaux de la dégradation de l'environnement dans les pays industrialisés et les pays en développement

Pays	Nature du dommage	Année	% du PNB
Pays-Bas	Certains dommages par la pollution	1986	0.5-0.8
Allemagne	Le plus de dommages par la pollution	1983-1985	4.6-4.9
États-Unis	Ont *évité* les dommages grâce aux mesures législatives	1978	1.2
Mali	Érosion des sols	1988	0.4
Burkina-Faso	Perte de biomasse	1988	8.8
Éthiopie	Déboisement	1983	6.0-9.0
Indonésie	Déboisement	1984	3.6
Indonésie	Érosion des sols	1984	0.4
Pologne	Dommages par la pollution	1987	4.7-7.7

Source : D.W. Pearce et J. Warford, *Environment and Development: Natural Resources in the Developing World* (à paraître), 1991

Pourquoi les estimations des coûts sociaux sont-elles importantes pour les décideurs? La réponse dépend en partie de *l'identité du décideur*. La gestion de l'environnement est une *composante intrinsèque* des politiques gouvernementales : la planification dans le secteur de l'énergie a des répercussions environnementales, tout comme d'ailleurs les politiques en matière de transport, de logement, d'agriculture et les politiques régionales. Mais, surtout, la *gestion de l'économie* a des répercussions environnementales. Cette réalité est généralement, quoique partiellement, comprise dans un certain nombre de pays, mais elle demeure méconnue ailleurs. *Cela s'explique en large part par le fait que les décideurs économiques ignorent que la dégradation de l'environnement comporte un coût économique direct (manque à gagner des entreprises et PNB) et indirect (bien-être sacrifié).*

Ainsi, il faut considérer la gestion de l'économie en fonction non seulement d'objectifs «économiques» restreints, mais aussi de son impact indirect sur l'environnement. Par exemple, les subventions agricoles et les mécanismes de soutien des prix encouragent la culture intensive et donc la pollution (purin et ensilage), le ruissellement des engrais nitratés et la destruction des haies. Les estimations des coûts sociaux sont donc importantes en ce qu'elles servent à «traduire» le phénomène de la dégradation de l'environnement en des termes que les ministres des finances, les gens d'affaires et d'autres peuvent comprendre.

PNB modifié et comptes satellites

Les décideurs font un grand usage des mesures de l'activité économique, comme le PNB. On reconnaît aujourd'hui que ces mesures, pour valables qu'elles soient comme indicateurs de l'activité économique, ne sont pas appropriées lorsqu'il s'agit d'évaluer le bien-être[5]. Toutefois, on ne s'est pas encore entendu sur la façon de modifier le PNB[6]. À l'évidence, les dommages de la pollution, mesurés en coûts sociaux (voir ci-haut), doivent être déduits, et il y doit y avoir une certaine forme de dépréciation du «capital naturel». La figure 2 donne une estimation du PNB modifié dans le cas de l'Indonésie. L'exposé thématique n° 3 traite plus en détail de cette question.

L'approche «physique» introduite par la Norvège en 1974 et adoptée depuis par la France, le Canada et le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), fait appel aux *comptes satellites*. Ces comptes non monétaires s'ajoutent aux chiffres du PNB pour surveiller l'état de l'environnement et du stock des ressources naturelles. Ces systèmes requièrent généralement une classification du capital naturel et une réévaluation périodique lorsque les estimations sont révisées (p. ex., à mesure que les réserves de minéraux sont extraites et que l'on en découvre ou exploite de nouvelles). Les résultats obtenus ont été variables. Les comptes semblent fournir des renseignements sur l'état et l'utilisation des ressources naturelles, mais on n'a pas encore fait la preuve de leur utilité au chapitre de la planification et de l'analyse des politiques. En Norvège, cette méthode a été tout particulièrement efficace dans la préparation d'un ensemble de comptes énergétiques qui permettent de prévoir la demande d'énergie et les émissions des principaux polluants atmosphériques produits par les différentes sources d'énergie choisies[7].

Les indicateurs d'impact

Étroitement reliés aux coûts sociaux des dommages environnementaux, les indicateurs environnementaux servent de trait d'union entre les statistiques environnementales et les statistiques socio-économiques. L'approche de l'OCDE, dont il a été question précédemment, permet d'évaluer les répercussions des diverses pressions qui s'exercent sur les systèmes environnementaux ainsi que les politiques visant à y remédier. Si nous pouvons mesurer les pressions ou le stress environnemental associés aux coûts sociaux, nous pourrons alors définir des repères et des objectifs pour les politiques ainsi que des moyens d'analyser l'impact de telle ou telle politique. (La question des charges critiques est examinée dans le chapitre sur l'*Établissement de priorités quant aux besoins d'information des décideurs*.)

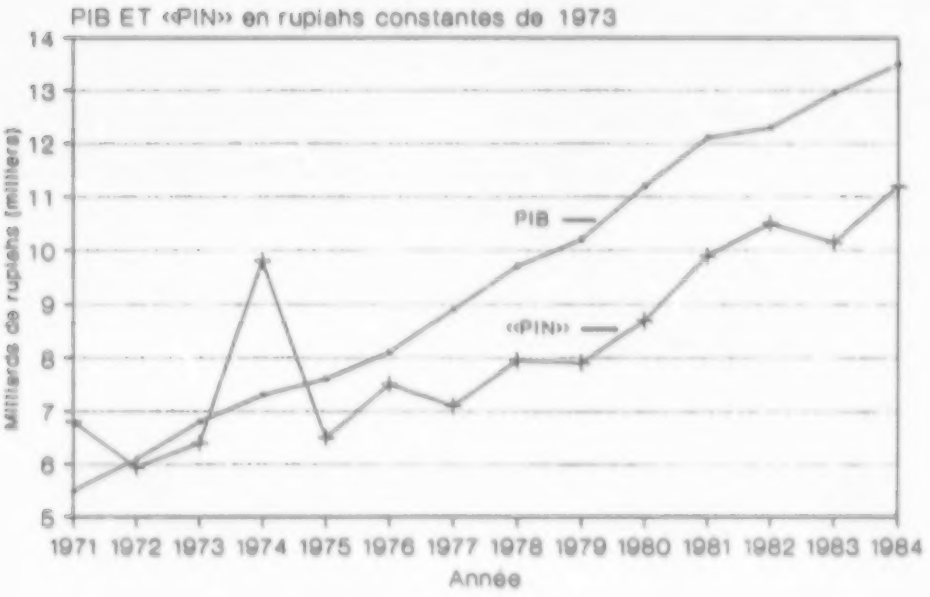
---

5 Voir Y.J. Ahmad, S.E. Serafy, E. Lutz (éditeurs). *Environmental Accounting for Sustainable Development* (un symposium du PNUE et de la Banque mondiale), Banque mondiale, Washington, D.C., 1989

6 Par exemple, si oui ou non les «dépenses défensives», c'est-à-dire les dépenses consenties par les consommateurs et d'autres pour réduire le bruit et d'autres types de pollution, devraient être déduites du PNB. Il semblerait qu'il n'y aurait pas lieu de le faire.

7 D.W. Pearce *et al.*, *Blueprint for a Green Economy*, op. cit.

Figure 2
PNB «modifié» de l'Indonésie



Le diagramme illustre le PNB en termes conventionnels. Le «PIN» est le produit intérieur «net»; il s'obtient en déduisant du PNB

- la valeur du bois prélevé
- la valeur du pétrole prélevé
- les pertes dues à l'érosion des sols

Source : R. Repetto *et al.*, *Wasting Assets*, World Resources Institute, Washington, D.C., 1986

Prenons l'exemple simplifié des répercussions de la pollution atmosphérique sur la santé. La détérioration de l'air ambiant et l'exposition de la population à la pollution doivent atteindre un certain niveau avant que deviennent évidents les effets néfastes généralisés de cette situation sur la santé. Si nous connaissons ce niveau et que nous pouvons estimer les coûts connexes relativement à la perte de productivité et à l'augmentation des soins de santé, nous serons alors en mesure de chiffrer l'impact de la pollution (selon son niveau) sur la santé de la population. En conséquence, une politique destinée à réduire le coût de la morbidité due à la pollution de l'air pourra chercher à atteindre des niveaux spécifiques en ce qui concerne la qualité de l'air ambiant, la qualité de l'air par rapport à l'activité économique et (ou) l'exposition de la population aux toxines.

Les indicateurs d'incidence

Comme c'est le cas de toute politique publique, les politiques environnementales profitent davantage à certains membres de la société qu'à d'autres. Cette situation résulte d'un choix de priorités et de considérations pratiques. Par exemple, le concept du pollueur payeur procède du principe selon lequel le coût d'utilisation de la capacité d'assimilation des déchets de l'environnement doit être assumé par les producteurs commerciaux de déchets et leurs clients; le premier s'en acquitte par l'entremise de redevances d'émissions, de permis, d'amendes ou d'autres charges visant à encourager les pollueurs à réduire leurs émissions ou à financer les activités d'assainissement, tandis que le deuxième se voit facturer un prix plus élevé par le producteur dont les frais auront augmenté. À la différence des situations non réglementées, l'ensemble de la société ne paie pas la note de la détérioration de l'environnement (p. ex., en ayant à subir les effets néfastes pour la santé et (ou) en finançant la dépollution).

LE DÉVELOPPEMENT DURABLE

Introduction

La définition que les décideurs donneront du développement durable déterminera leurs exigences en matière d'information. C'est ce besoin d'assurer le développement durable, quel que soit le sens qu'on lui attribue, qui doit dicter la forme et le contenu des informations à fournir aux décideurs. Les définitions du développement durable abondent; et comme une idée de valeur est associée au concept, elles correspondent souvent aux objectifs personnels des «définisseurs». Malgré cela, les décideurs doivent s'appuyer sur une définition généralement acceptée pour établir leurs exigences probables. Ainsi, si le «revenu durable» est considéré comme une *mesure* appropriée du développement durable, les décideurs auront alors besoin d'indicateurs du revenu durable (c'est-à-dire d'un PNB modifié de manière appropriée). Le présent chapitre traite de l'approche économique et de l'approche écologique du développement durable et montre comment ces deux approches peuvent être conciliées du point de vue du décideur.

L'approche économique du développement durable

Introduction - Capital, dépréciation, investissement et durabilité

Selon la définition qu'en donne la Commission Brundtland, le développement durable est :

> ... un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs[9].

Selon cette définition, souscrire au développement durable c'est être équitable envers les générations futures. Nous savons tous ce que signifie vivre de son capital, dans la mesure où cela n'est que temporaire. Si nous voulons *faire durer* nos moyens d'existence - c'est-à-dire nous assurer d'une source de revenu stable -, nous devons mettre des fonds de côté afin de compenser la dépréciation des facteurs de production dont nous dépendons pour notre revenu. Il en va de même des nations. Lorsque l'on calcule la richesse et le revenu d'une nation, on procède effectivement à une estimation de la dépréciation de son infrastructure, de ses machines et de ses usines. Il faut toujours considérer le revenu *net* et non le revenu *brut*; la différence entre les deux fournit un premier indice de la signification du développement durable. Aucune nation ne peut affirmer que son activité économique est durable si elle ne parvient pas à remplacer le capital qui se déprécie. De même, aucune nation ne peut accroître son revenu futur sans investir dans du capital neuf. Par conséquent, pour qu'il y ait développement durable, il faut d'abord que l'investissement de la nation soit suffisamment important pour remplacer le capital déprécié et en créer du nouveau.

---

[9] Commission mondiale sur l'environnement et le développement, *Notre avenir à tous*, Montréal, Éditions du Fleuve, 1988

En conséquence, les systèmes de comptabilité nationale doivent non seulement incorporer la notion de dépréciation du capital, mais aussi donner une idée plus juste du niveau de bien-être, l'objectif ultime du développement durable. Un indice de développement humain, comme celui établi par le Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD), nous permettrait de parvenir assez facilement à une définition du développement durable (voir le chapitre sur *Les exigences en matière d'information du développement durable*). Ainsi nous pourrions dire qu'une nation a un développement durable si son indice de développement humain a progressé régulièrement durant une période donnée, abstraction faite peut-être d'un nombre limité de déviations à court terme.

Mais comment le décideur peut-il savoir s'il est sur la voie du développement durable? Il ne peut tout simplement extrapoler à partir des tendances passées, puisque celles-ci peuvent changer. La réponse se trouve dans le concept de dépréciation du capital.

Les composantes d'un indice de développement humain reflètent différents types de capital. Le capital qui soutient et génère le revenu est le *capital anthropique* (p. ex., les machines et les routes, les usines et les véhicules). La santé et l'éducation sont des caractéristiques de ce que les économistes appellent le *capital humain*. Autrement dit, nous devons considérer les qualifications et les capacités comme des formes de capital, au même titre que les machines. Nous devons investir dans ce capital grâce à l'éducation, aux soins de santé et à la médecine préventive. Si l'une et l'autre formes de capital commencent à décliner, alors on n'est pas sur la voie du développement durable. Une nation peut en effet difficilement se permettre de sacrifier ces programmes d'éducation, de recherches et de santé, ou encore sa technologie et son capital anthropique. Nous devons conserver le capital intact.

Globalement, la *règle fondamentale de la durabilité* - transmettre aux générations futures un patrimoine de ressources aussi riche ou même plus riche que celui dont on a hérité, peut être interprétée de deux façons. La première interprétation a été esquissée ci-haut : le maintien du capital anthropique et humain grâce à des investissements continus dans des domaines qui permettent à la société de maintenir un secteur productif, en ce qui a trait à l'infrastructure industrielle et à la main-d'oeuvre. La seconde réside dans la notion de *capital environnemental ou naturel* (le stock d'actifs naturels que sont les forêts tropicales, l'eau douce, les pêches et la faune). Par contre, l'idée selon laquelle d'autres environnements constituent également des richesses est moins répandue. Ainsi, la couche d'ozone est un actif environnemental, comme le sont les grands cycles biogéochimiques qui assurent la régulation de la planète et de la vie dont elle est le support.

L'interprétation générale de la durabilité

S'agissant de l'interprétation économique de la durabilité (comme facteur d'équité pour les générations futures), c'est le *stock global* de toutes les formes de richesses qu'il faut se garder d'appauvrir. Il s'ensuit que la richesse environnementale peut *effectivement* être appauvrie, pourvu que cet appauvrissement soit compensé par une accumulation des autres formes de richesse (humaine et en capital). De même, si la richesse d'origine humaine diminue, il faut compenser en ajoutant au capital environnemental. Selon cette conception globale de la durabilité, les deux formes premières de capital - le capital anthropique et le capital naturel - peuvent se *substituer* l'une à l'autre. Le dosage dépend alors de la *valeur* que la société attribue à chacun. S'il est plus important de déboiser la forêt tropicale à des fins agricoles ou de commerce du bois, alors la conception globale sanctionne ce processus.

La durabilité du point de vue de la conservation des ressources naturelles

L'interprétation générale du développement durable ne s'oppose pas à la réduction du capital environnemental à condition qu'on lui substitue du capital anthropique et que l'«échange» se fasse en pleine connaissance de cause du prix approprié dans l'un et l'autre cas. Toutefois, le débat sur le développement durable a eu tendance à mettre encore plus l'accent sur l'environnement que ne le fait l'interprétation générale. Quels arguments militent en faveur de conserver les actifs naturels pour pouvoir léguer à la génération suivante un environnement similaire au nôtre? Ils reposent largement sur la nature de ces actifs, sur leur rôle dans l'activité humaine et sur l'état des connaissances scientifiques, comme le montrera la brève analyse suivante des concepts de *non-substituabilité*, d'*irréversibilité* et d'*incertitude*.

Non-substituabilité

Nombre d'actifs environnementaux n'ont pas de substituts d'origine humaine. Nous ne pouvons matériellement reboucher le trou dans la couche d'ozone, ou trouver facilement un substitut au cycle du carbone. Cette réalité devrait nous inciter encore davantage à prendre garde de ne pas épuiser le capital environnemental.

Irréversibilité

Une variante de la non-substituabilité vient de ce que nous ne pouvons remplacer une espèce disparue. Le capital environnemental est en très large part *irréversible* : une fois épuisé, il l'est irrévocablement. Ce qui n'est pas le cas du capital anthropique, qui peut être détruit et reconstitué pratiquement à volonté. Certains prétendent que le bien-être procuré d'autre façon sera le même, que même si on ne peut remplacer les rhinocéros ou les éléphants, on peut créer un bien quelconque qui nous procurera un plaisir égal. Cet argument de la «substitution du bien-être» fait abstraction du fait que le bien-être, ou l'«utilité» dans le langage des économistes, n'est pas homogène. Pour bien des gens, certaines expériences sont uniques et irremplaçables : la musique d'un célèbre compositeur, l'oeuvre d'un grand écrivain, la splendeur d'une forêt pluviale.

Incertitude

Enfin, nous ne comprenons pas vraiment comment fonctionnent les environnements naturels et les services qu'ils rendent. Dans les circonstances, il semble particulièrement téméraire de se comporter comme si on savait ce à quoi on risque fort de renoncer en continuant à dégrader l'environnement.

L'approche écologique du développement durable

L'approche *économique* du développement durable tend à être axée sur la *production*, car celle-ci contribue directement au bien-être, à l'«utilité». Le maintien du capital global (définition générale) ou du capital naturel (définition restreinte) devient alors une condition du développement durable. L'approche *écologique*, pour sa part, est axée sur les *apports*, c'est-à-dire la quantité et la nature des ressources utilisées pour maintenir la production. Elle rejoint à divers égards l'approche économique au sens restreint (capital naturel constant ou en hausse), mais non l'approche générale, qui autoriserait des réductions continues du capital environnemental.

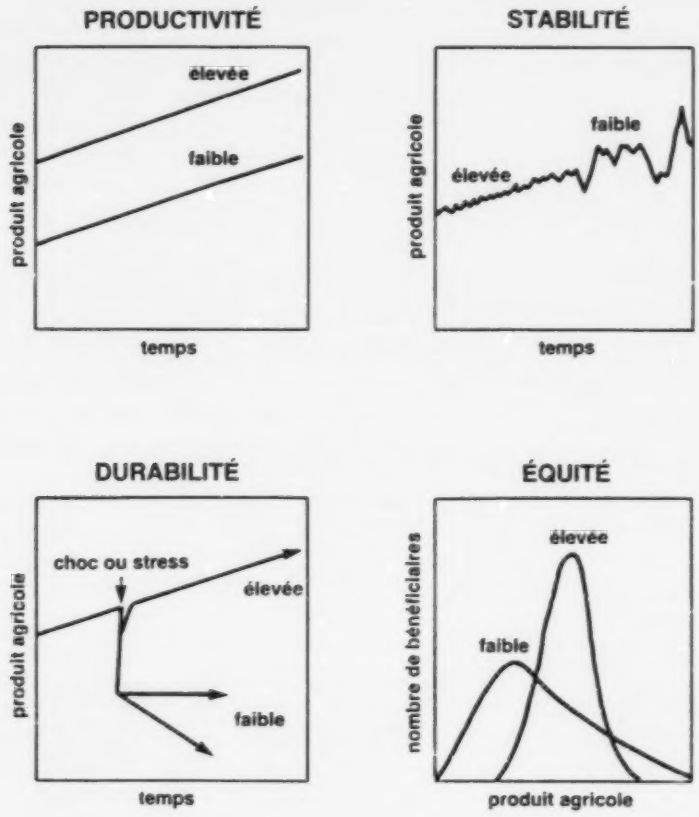
Les engrais sont un bon exemple. La nature fournit son propre engrais par l'action combinée de déchets de la biomasse, de déchets d'origine animale et de processus microbiens naturels. Les engrais artificiels sont employés intensivement pour *remplacer* les engrais naturels et aussi pour *élargir* les limites de production de la source naturelle. Pourtant, les deux procédés risquent de dégrader l'environnement puis qu'ils favorisent le «relâchement» des sols et le ruissellement des engrais; ils comportent également des *risques écologiques* en raison du stress qu'ils imposent aux écosystèmes.

Conway (1987) a fort bien caractérisé cette situation. La figure 3 illustre sa conception de l'approche écologique. Les écosystèmes sont caractérisés par la *productivité* (rendement élevé et faible), la *stabilité* (écart par rapport à une tendance), l'*équité* (la répartition des avantages) et la *durabilité* (la résistance aux perturbations ou au stress).

Conciliation des approches économique et écologique

Il ressort de la brève discussion suivante que les définitions *économique* et *écologique* de la durabilité peuvent être compatibles. En gros, le développement durable est défini en fonction d'un quelconque indicateur du développement (p. ex., le PNB, le «PNB modifié» ou un indicateur de progrès social) qui s'améliore avec le temps ou, tout au moins, reste constant. Pour être raisonnablement sûr qu'il y aura développement durable à l'avenir, il faut veiller à ce que le patrimoine global des ressources ne s'amenuise pas. Chaque génération a les mêmes *occasions productives* ou même plus d'occasions du genre. Si cette situation n'est pas incompatible avec la réduction des actifs environnementaux, à la condition que d'autres formes de capital puissent leur être substituées, elle va toutefois *à l'encontre* de l'approche écologique, qui privilégie la conservation du capital naturel. *On peut réconcilier les deux approches en notant que la définition écologique rejette effectivement l'idée de la substituabilité automatique des différentes formes de capital.* Non seulement la substitution risque d'*ajouter* aux dommages environnementaux (p. ex., les engrais azotés peuvent être à l'origine d'une contamination par le nitrate), mais elle impose un stress additionnel aux écosystèmes récepteurs.

Figure 3
Indicateurs du rendement agricole



Source : G.R. Conway, *Helping Poor Farmers - a Review of Foundation Activities in Farming Systems and Agroecosystems Research and Development*, New York, Ford Foundation, 1987

Bien entendu, le résultat final ne peut pas être un choix catégorique entre la conservation et le développement. Nous ne pouvons pas *exclure* l'utilisation d'engrais azotés. Il nous faut plutôt trouver une certaine forme d'*équilibre*, notamment pour ce qui concerne la protection des écosystèmes «critiques» et «fragiles» dans lesquels de petites perturbations peuvent générer un stress considérable (récifs de corail, terres sèches, certaines forêts tropicales).

L'impact du développement durable sur l'information

La discussion qui précède peut sembler éloignée des «besoins des décideurs»; en fait, elle est topique. *Si nous n'avons pas une idée cohérente de la signification du développement durable, nous ne pourrons y aller de conseils utiles au sujet des besoins d'information. En d'autres termes, si nous ignorons les objectifs, nous pouvons difficilement préciser ce que nous avons besoin de savoir.*

C'est dans cette optique que nous recensons ci-après certains indicateurs globaux des besoins d'information qui découlent des deux approches du développement durable :

- Les indicateurs doivent faire état du *stock* des actifs environnementaux (dans la mesure du possible), du taux de leur utilisation, des taux de production des déchets et du rythme de régénération des actifs.

- Il faut élaborer des indicateurs du *stress* écosystémique. Le programme initial de l'OCDE sur les indicateurs fournit certaines mesures appropriées. Par exemple, les taux de prélèvement de l'eau par rapport au rythme de régénération de cette ressource donnent une idée des pressions exercées sur le milieu aquatique.

- Les indicateurs du *coût* de la réhabilitation, de la réglementation de l'environnement, etc. peuvent être considérés comme des mesures de *rareté environnementale*. En gros, les coûts croissants (p. ex., les coûts de la réduction de la pollution en pourcentage du produit intérieur brut (PIB)) peuvent refléter non seulement une amélioration des normes environnementales, mais aussi l'augmentation des coûts unitaires de la lutte contre la pollution, en raison du stress additionnel qu'une économie et une population en expansion imposent aux environnements naturels. L'augmentation est peut-être imputable à l'accroissement des coûts marginaux des activités de réduction de la pollution, auxquels peut se greffer une baisse des avantages environnementaux marginaux. Pour assurer l'efficacité des politiques, il est nécessaire d'identifier la cause de cette augmentation. Il semble exister peu d'indicateurs satisfaisants des coûts comparatifs de la protection de l'environnement.

- Idéalement, la valeur monétaire de toute dépréciation nette des actifs, (taux d'utilisation moins rythme de régénération) devrait être établie en regard du PNB.

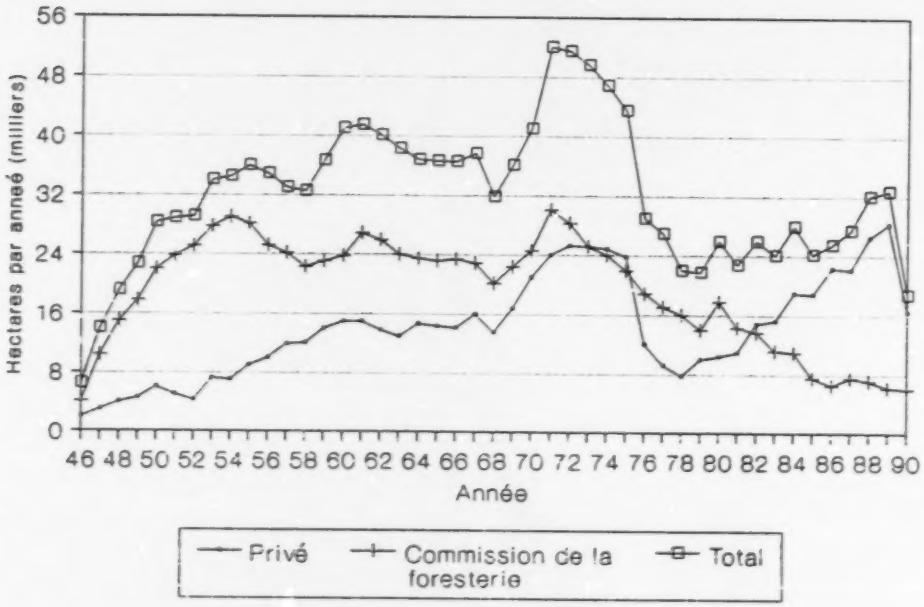
Certains exemples illustrent les trois premiers points. Le dernier point a déjà été désigné comme objectif à plus long terme. De plus, il n'est pas sûr que les décideurs nationaux soient sensibles aux estimations du «revenu durable» ou qu'ils le seront à l'avenir[9].

S'agissant du premier point, on peut examiner l'état des forêts et des récoltes ainsi que le rythme du reboisement en Grande-Bretagne. Ce pays pratique une «sylviculture durable» en ce qui concerne les plantations individuelles. La sylviculture est également «durable» dans la mesure où, chaque année, il y a une addition nette de terres boisées. Mais elle peut ne *pas* être durable si le faible nombre de nouvelles plantations se maintient; en d'autres termes, le stock existant pourrait décliner (voir la figure 4). Pour ce qui est du deuxième point, nous reproduisons certaines données sur les taux de prélèvement de l'eau pour les pays *non* traités dans les travaux de l'OCDE sur les indicateurs. La situation est

[9] Voir OCDE, *Pollution Control and Abatement Expenditure in OECD Countries*, Monographie sur l'environnement n° 38, OCDE, Paris, novembre 1990

manifestement grave pour certains de ces pays, car ces taux ne favorisent pas le développement durable (voir les figures 5b) - c)).

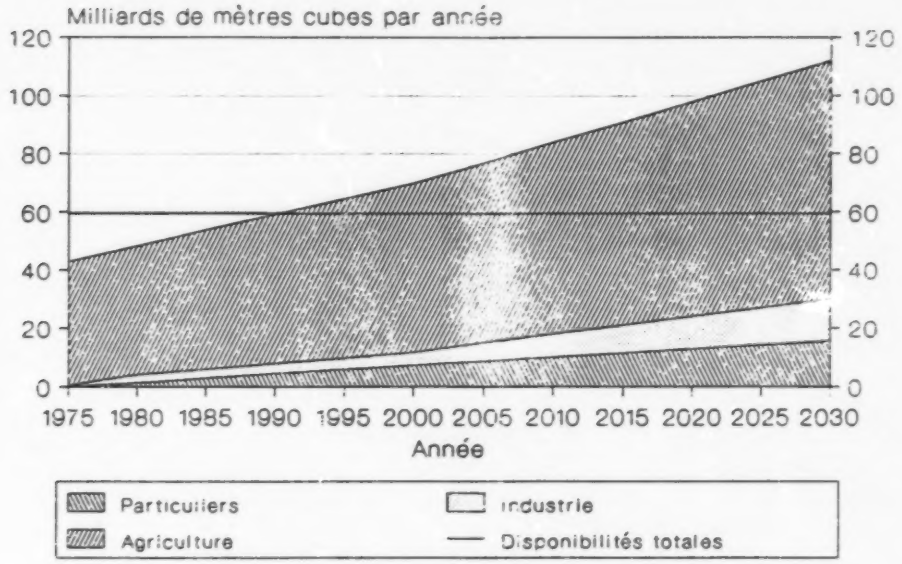
Figure 4
Nouvelles plantations d'arbres à des fins de production de bois au R.-U., 1946-1990

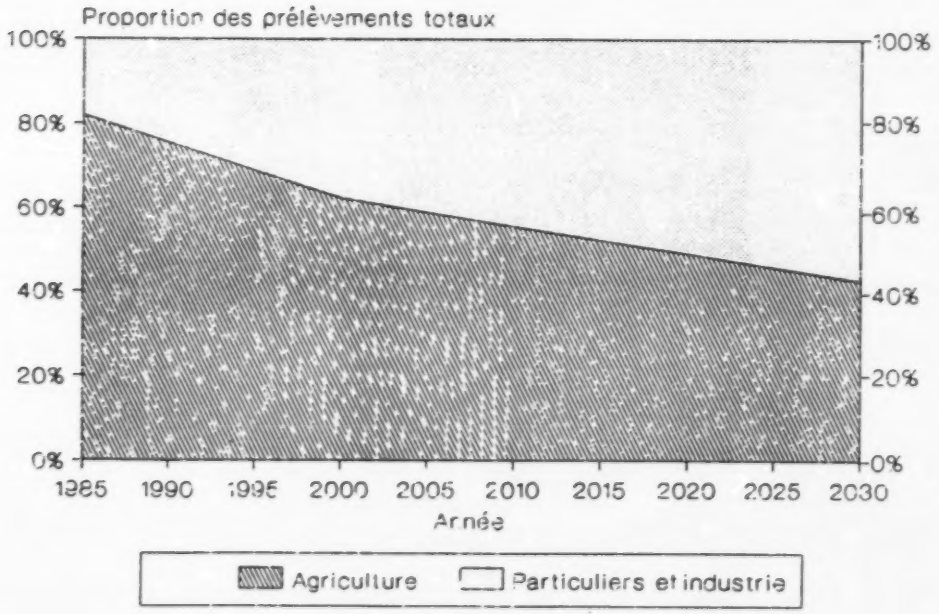


Source : Estimations par les auteurs en fonction des données du Comité de l'industrie forestière de Grande-Bretagne

Le troisième point est partiellement illustré par certaines données provisoires de l'OCDE. Les dépenses consacrées à la lutte contre la pollution s'élèvent généralement en moyenne à 1,2 p. 100 du PIB (voir la figure 6).

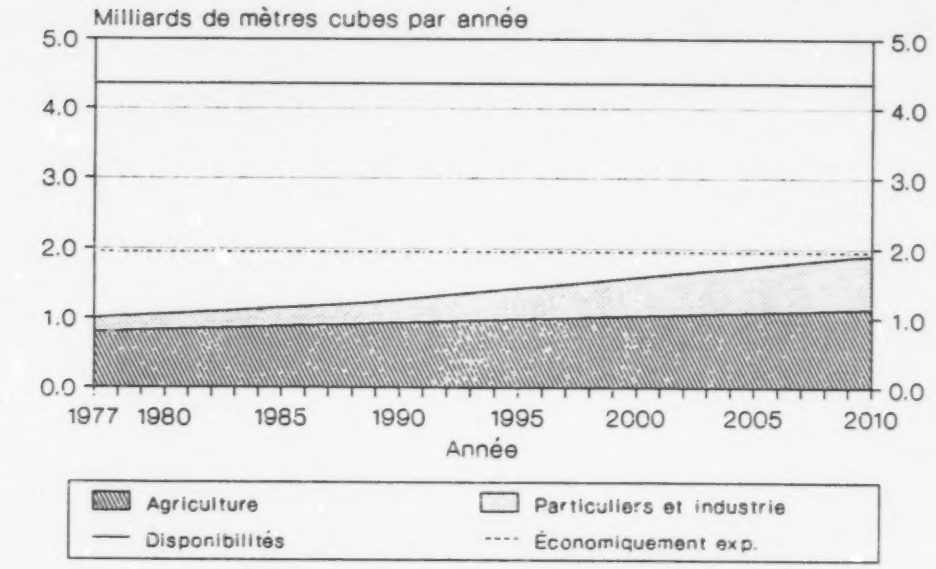
Figure 5 a)
Disponibilités et prélèvements de l'eau au Yemen du nord

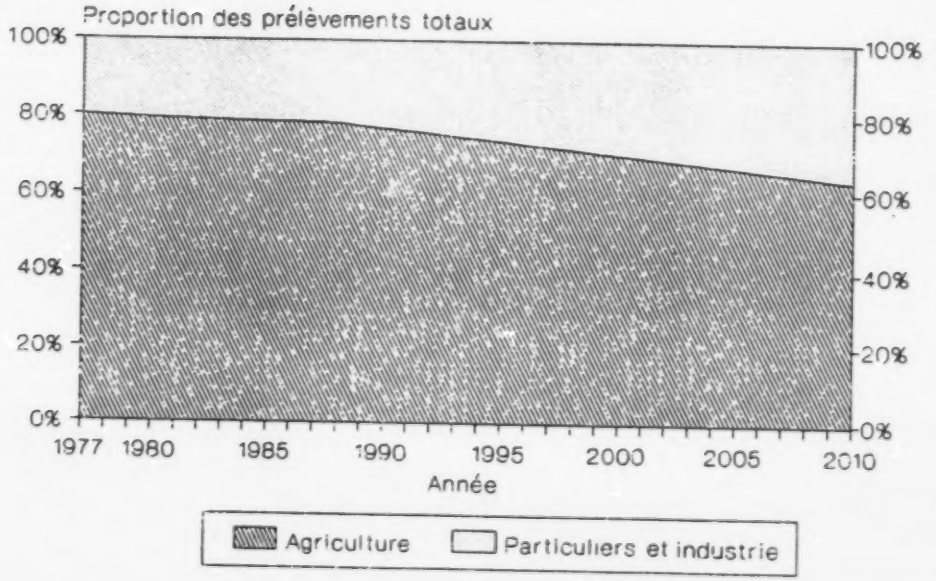




Source : Water International, 1989

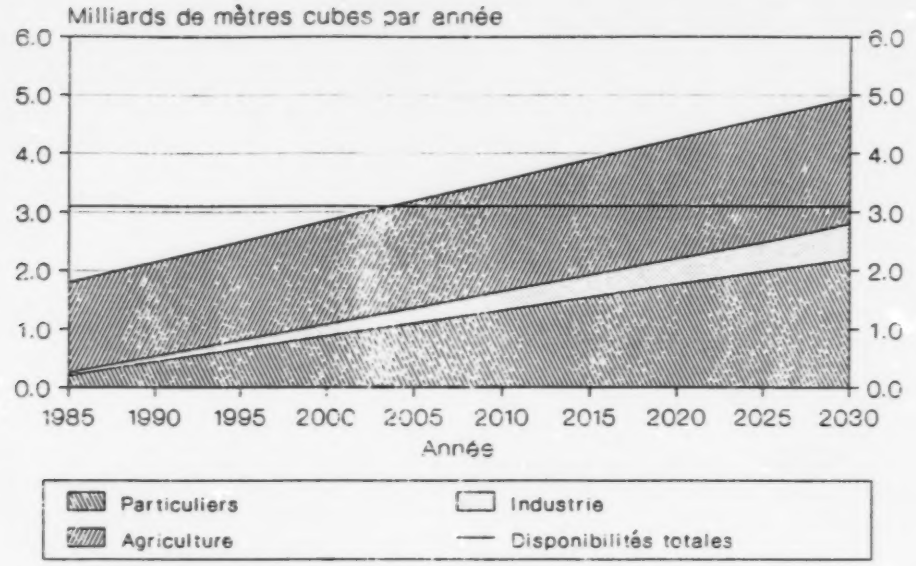
Figure 5 b)
Disponibilités et prélèvements de l'eau en Tunisie

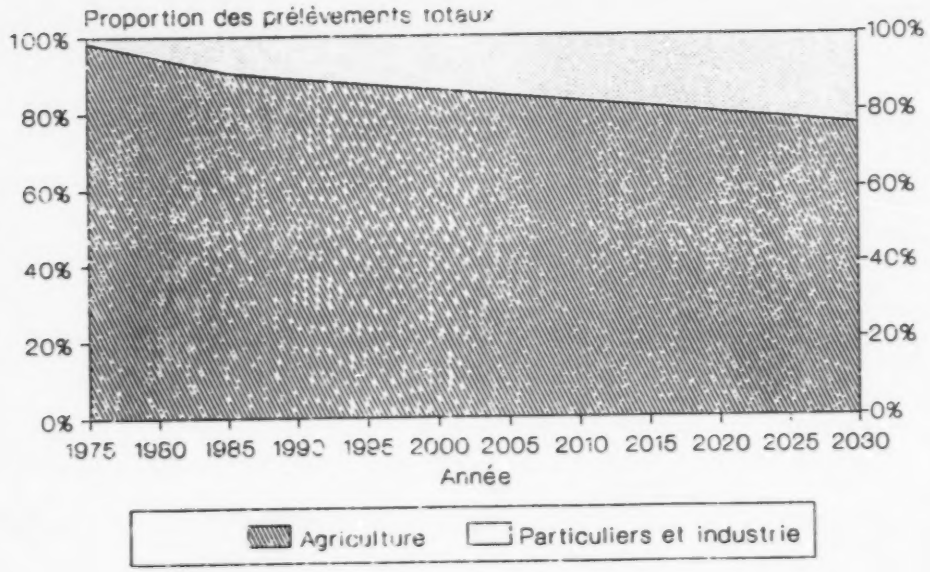




Source : *Études environnementales par pays*, (Banque mondiale). Ressources mondiales 1986

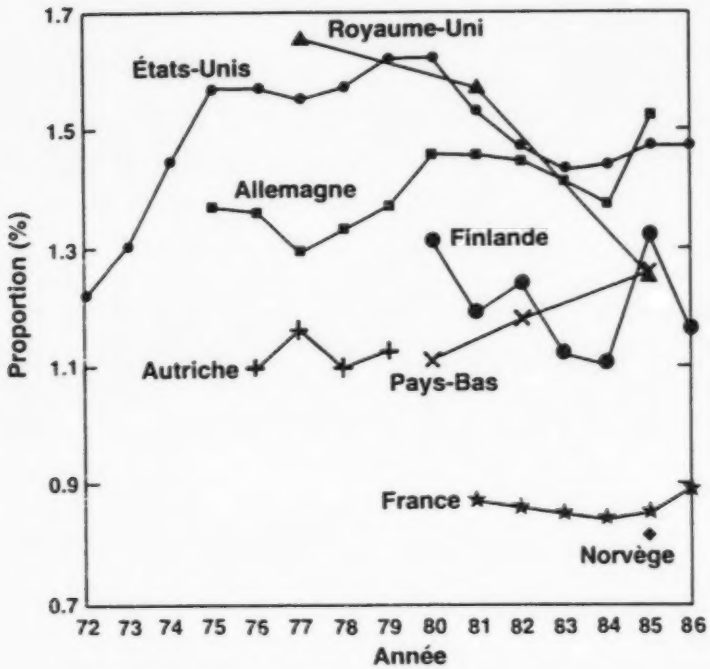
Figure 5 c)
Disponibilités et prélèvements de l'eau en Égypte





Sources : Water International, 1989. UNESCO (données de 1975)

Figure 6
Dépenses publiques et privées consacrées à la lutte contre la pollution (Proportion du PNB)



Dépenses des ménages non comprises

On peut escompter que ces coûts augmenteront si l'on en juge par l'expérience des Pays-Bas; selon les estimations, le coût de la lutte contre la pollution dans le cadre du Plan national de la politique environnementale devrait grimper à entre 3 et 4 p. 100 du PNB[10].

Une étude économique des dépenses (en dollars américains de 1985) liées au contrôle de la pollution atmosphérique aux États-Unis donne les résultats suivants[11] :

1975	4,5	milliards
1980	13,7	milliards
1985	33,0	milliards

[10] Voir D.W. Pearce, «New Environmental Policies, Recent OECD Experience and its Relevance to the Development World», Centre de l'OCDE pour le développement, Paris (à paraître), 1991

[11] M. Hazilla et R. Kopp, «The Social Cost of Environmental Quality Regulations: A General Equilibrium Analysis», Resources for the Future Discussion Paper, QE86-02, Washington, D.C., 1986

En proportion du PNB (également en dollars américains de 1985) les résultats sont les suivants :

1975	0,15 p. 100
1980	0,39 p. 100
1985	0,82 p. 100

Ces chiffres montrent que le fardeau s'est accru de façon significative avec le temps[12].

Les répercussions économiques du développement durable

Il ressort de ce qui précède que plusieurs initiatives pratiques importantes doivent être prises pour parvenir au développement durable. Chacune a des répercussions majeures sur l'information à fournir.

Les changements à apporter au système de comptabilité nationale

On s'applique déjà à modifier les instruments de mesure du progrès économique. À l'heure actuelle, l'indicateur de base est le produit national brut (PNB), qui calcule la valeur globale de la production de l'économie au cours d'une année donnée. Le PNB devrait être mis en relation avec le bien-être de la société. S'il augmente, nous devrions pouvoir tenir pour acquis que le bien-être s'est amélioré. Toutefois, le PNB est trompeur à cet égard. Supposons par exemple que les gens dépensent pour s'adapter à la pollution ou l'empêcher. Leurs dépenses apparaissent alors comme une contribution au PNB et le dommage à l'environnement qu'ils tentent de compenser n'est aucunement pris en compte. C'est essentiellement l'idée que nous avons mis de l'avant plus tôt : ce n'est pas parce que les environnements n'ont généralement pas de débouchés qu'ils n'ont pas de valeur économique. Or, le PNB mesure principalement la valeur commerciale de la production; il fait abstraction de l'environnement.

Tout dommage causé à l'environnement devrait être évalué et retranché du PNB. Les statisticiens des comptes nationaux sont également habitués à faire des estimations raisonnées de l'importance de la dépréciation du capital anthropique. Ils déduisent cette dépréciation du PNB pour obtenir le produit national net (PNN). Cet indicateur donne une mesure plus juste du bien-être, car il prend en considération le fait qu'une partie de la richesse dont découle le PNB est sujette à la détérioration et à la dépréciation. Toutefois, le PNN ne tient pas compte de la richesse naturelle, qui peut déprécier elle aussi - comme suite, par exemple, à l'appauvrissement des réserves de pétrole ou à la réduction du stock sur pied des forêts. Il est illogique d'inclure une forme de dépréciation et d'exclure l'autre.

Des modifications du genre commencent à être introduites dans les systèmes de comptabilité; en pratique, toutefois elles sont complexes et coûteuses. Comme solution de rechange, on pourrait publier un ensemble distinct de comptes de ressources qui analyseraient, en unités non monétaires, l'état des ressources dans un pays donné. Ces comptes existent déjà en France et en Norvège (voir le chapitre sur *Les exigences relatives à l'information destinée aux décideurs*). On peut apporter des changements plus modestes aux séries de statistiques environnementales qui, si elles sont publiées dans la plupart des pays industrialisés, le sont rarement dans les pays en développement. L'important, c'est de montrer comment l'évolution des variables environnementales est liée à l'évolution de l'économie. Cela permet au moins d'éviter l'erreur de gérer l'économie comme s'il n'existait pas de relation entre l'économie et l'environnement.

[12] Calculs des auteurs

Correction des prix

Que l'on opte pour le sens large ou pour le sens restreint de la durabilité, on a vu qu'il est essentiel d'attribuer aux ressources naturelles la valeur économique qui leur revient. À cette fin, deux ajustements s'imposent. D'abord, le prix des ressources naturelles doit refléter leur pleine valeur. Le prix d'une ressource est manifestement lié au coût de son extraction ou de sa récolte, et le mécanisme du marché fait en sorte que ces coûts soient inclus dans les prix. Toutefois, l'extraction et la récolte des ressources peuvent également imposer des coûts à des tiers. Si, par exemple, l'on déboise de manière non sélective une forêt tropicale, la pollution des cours d'eau et l'érosion du sol qui s'ensuivront causeront des dommages au bassin versant. Pourtant, ces coûts ne sont pas ajoutés au prix du bois. En fait, le marché a «failli à la tâche», car le prix du bois ne tient pas compte de la valeur des services environnementaux naturels qu'il a effectivement utilisés. Les prix devraient refléter non seulement les coûts de l'extraction et de la récolte, mais aussi les coûts environnementaux.

Un autre ajustement doit être apporté aux prix des ressources. Si une ressource est récoltée dans une optique de durabilité, le stock demeurera grosso modo constant. Si elle est exploitée de manière non durable, le stock diminuera et la génération suivante devra composer avec le manque à gagner ainsi créé. Cette perte de bénéfice futur résultant d'une gestion non durable est appelée *coût d'utilisation*. À l'évidence, ce coût doit intervenir toutes les fois qu'est extraite une ressource épuisable et qu'une ressource renouvelable est utilisée de façon non durable.

C'est pourquoi nous avons établi une règle de base permettant une tarification «convenable» des ressources naturelles. Ces prix devraient refléter *à la fois* les coûts d'extraction, les coûts environnementaux et les coûts d'utilisation[13]. *Dans une optique d'information, il faut mesurer l'écart entre le prix «approprié» des ressources et leur prix «réel». Pourtant, rares sont les publications officielles sur l'environnement qui fournissent quelque renseignement que ce soit au sujet des prix.*

Il faut aussi ajuster les prix des produits. Comme la production de biens et de services «consomme» nécessairement des services environnementaux qui sont traités comme s'ils étaient gratuits, ces prix ne correspondent pas à la réalité. L'ajustement requis dans ce cas est en accord avec le principe du «pollueur payeur» : en d'autres termes, il faut amener le pollueur à assumer les coûts du nettoyage de l'environnement ou des dommages écologiques causés par la production du bien en question. Pour ce faire, on peut imposer une redevance sur le bien pour sa «teneur en pollution». (C'est le consommateur qui en fera les frais *en partie* puisqu'il devra payer ce bien plus cher.) En pratique, ce type de redevance est rarement perçu à l'heure actuelle : le principe du «pollueur payeur» est surtout appliqué en contraignant les pollueurs à payer les coûts de la réglementation qui vise à atteindre une norme environnementale donnée. Toutefois, des mesures sont prises à l'heure actuelle pour imposer des redevances de cette nature. *Là encore, dans une optique d'information, cela suppose d'élaborer des indicateurs des prix «appropriés» et «réels» des produits.*

---

[13] Voir D.W. Pearce et A. Markandya, «Marginal Opportunity Costs as a Planning Concept in Natural Resource Management», dans S. Schramm et J. Warford (éditeurs). *Environmental Management and Economic Development*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1989

Évaluation des projets

Le troisième ajustement requis pour mettre en oeuvre le concept du développement durable consiste à modifier notre évaluation des investissements. Lorsque l'on prend une décision sur un projet de développement, il arrive souvent qu'on n'attache guère d'importance à l'environnement. Cela est particulièrement vrai des règles des organismes bilatéraux ou multilatéraux qui prêtent aux pays en développement. Lentement, les pratiques sont en voie de changer. Il est essentiel d'obtenir que soient pris en compte les effets environnementaux des projets et que les valeurs environnementales soient intégrées dans l'évaluation économique. Les techniques à cette fin existent en bonne part, même s'il reste encore beaucoup à faire.

Cela dit, un autre changement s'impose. Les projets de développement mèneront inévitablement à la dégradation de certains actifs environnementaux, même si les effets sur l'environnement sont correctement tarifés. Toutefois, comme il est contradictoire de permettre cette dégradation si l'on veut maintenir le stock des actifs environnementaux à un niveau constant sur une période donnée, il faut modifier le portefeuille des investissements de sorte qu'il y ait des investissements compensatoires dans l'environnement. Ces investissements ne passeront pas nécessairement les habituels tests d'évaluation des projets. Ils doivent servir à compenser les pertes environnementales subies dans le cadre d'autres projets. *Dans une optique d'information, les décideurs doivent pouvoir compter sur de meilleures données au sujet des répercussions écologiques des projets et des programmes d'investissement.*

Les exigences en matière d'information du développement durable

Indicateurs environnementaux

Le programme des indicateurs environnementaux de l'OCDE utilise un modèle pour effectuer la sélection des indicateurs environnementaux. Ce modèle repose sur le concept de «pression - état de l'environnement - réaction». Essentiellement, les indicateurs doivent refléter :

- les *pressions* qui s'exercent sur l'environnement (p. ex., l'évolution démographique, la croissance économique, les changements structurels, la tarification «erronée», les préoccupations du public);
- l'*état de l'environnement* lui-même (p. ex., les tendances en ce qui concerne les émissions de polluants atmosphériques, les teneurs ambiantes de contaminants, le volume et la nature des déchets produits);
- la *réaction* de la société, qu'il s'agisse des politiques gouvernementales adoptées, de mesures d'amélioration prises par les particuliers et par les entreprises, de l'écologisme, etc.

La figure 7 propose un modèle d'indicateur du genre.

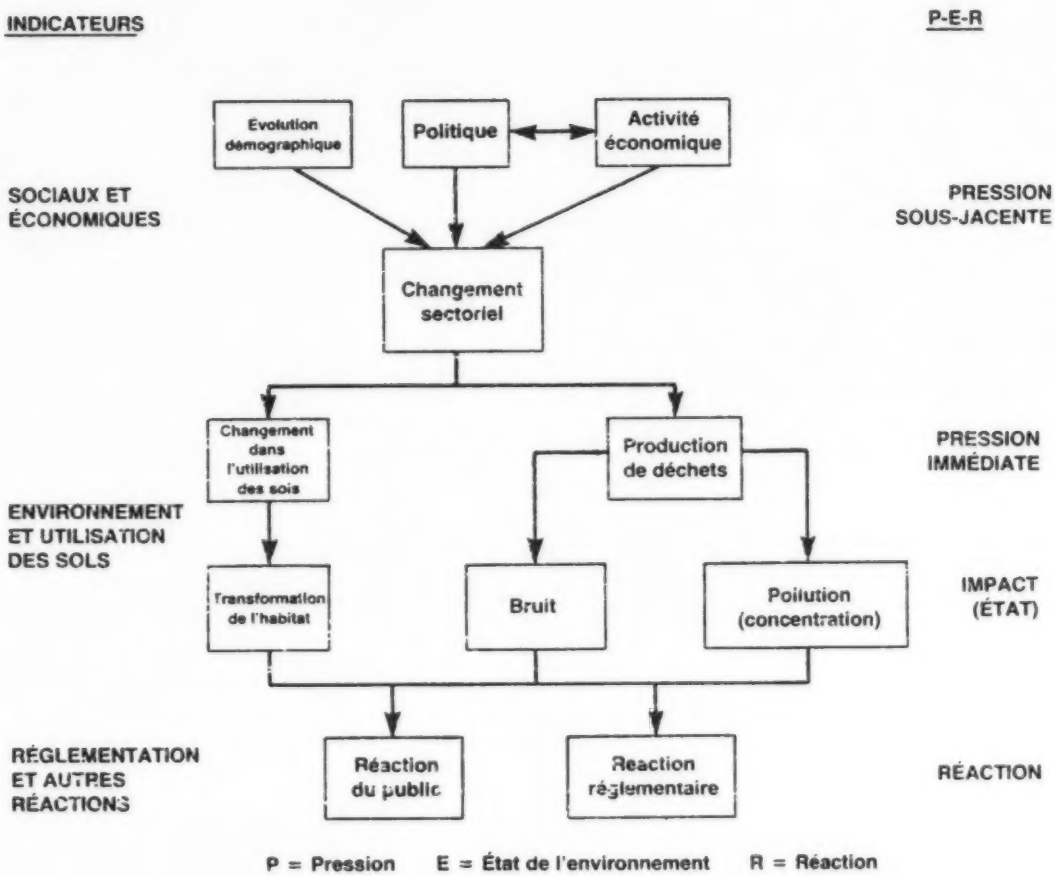
Dans les sections qui suivent, on distingue plusieurs types d'indicateurs qui correspondent à ce modèle.

Indicateurs de l'efficacité environnementale

Il s'agit d'indicateurs à vaste portée qui lient les mesures environnementales et l'activité économique. Ainsi, une mesure associant la consommation d'énergie au PIB se substituerait à une mesure de l'efficacité environnementale de l'utilisation de l'énergie. La production et l'utilisation de l'énergie ont un impact environnemental bien connu. Le tableau 6 illustre ces effets pour diverses sources d'énergie.

Toute réduction de la quantité d'énergie par unité de PIB est une réduction de l'impact environnemental par unité d'activité économique. L'économie devient plus «efficace par rapport à l'environnement» parce qu'elle devient plus éconergétique. Soulignons, toutefois, que cette mesure de l'efficacité va de pair avec l'augmentation du niveau *absolu* de l'impact environnemental puisque que les gains d'efficacité peuvent être surclassés par la croissance absolue du PNB. Un accroissement de 10 p. 100 du rendement énergétique, par exemple, pourrait être associé à un accroissement du volume d'émissions de sources énergétiques si la demande d'énergie augmente de plus de 10 p. 100.

Figure 7
Modèle de base d'indicateurs environnementaux



Source : D.W. Pearce, R.K. Turner *et al.*, «The Development of Environmental Indicators». *Rapport présenté au ministère de l'Environnement du Royaume-Uni*, University College London, février 1991

Tableau 6
Effets sélectionnés du secteur de l'énergie sur l'environnement

Sources d'énergie	Air	Eaux (eaux de surface et eaux souterraines; eaux continentales et eaux marines)	Sols	Faune et flore sauvages	Autres : Déchets solides, risques, santé, bruit, impacts esthétiques
Combustibles fossils : extraction, traitement transport, élimination des déchets					
Charbon	• SO_x, NO_x particules	• eaux d'exhaure des mines de charbon • élimination des déchets liquides des mines • ressource en eau • épuration des eaux de lavage • pollution de l'eau par les lessivages des terrils	• affaissement des sols (mines souterraines) • occupation des sols par les mines et les terrils • ré-aménagement des mines à ciel ouvert	• habitats naturels perturbés • exploitation des zones sauvages par les mines à ciel ouvert	• bruit du transport ferroviaire de charbon • émission de poussières • impacts esthétiques des terrils • risques professionnels
Produits pétroliers	• production d'H_2S • SO_x, NO_x, CO, CO_2, HC, ammoniac, éléments en trace	• marées noires • ressource en eau	• sols utilisés pour les installations et les conduites	• habitats naturels perturbés • impact des conduites sur la vie sauvage • pollution de la faune et flore due aux marées noires	• éruptions • explosions et incendies • odeurs • fuites de conduites • marées noires • impact esthétique des conduites
Gaz	• HC, principalement le méthane • émission d'éléments en trace • H_2S et émission lors de la combustion	• élimination des résidus liquides	• sols utilisés pour les installations et les conduites	• habitats naturels perturbés • impact des conduites sur la faune et la flore	• éruptions • risque élevé de fuites • sûreté • explosions et rejets • impact esthétique des conduites

Tableau 6 (suite)
Effets sélectionnés du secteur de l'énergie sur l'environnement

Sources d'énergie	Air	Eaux (eaux de surface et eaux souterraines; eaux continentales et eaux marines)	Sols	Faune et flore sauvages	Autres : Déchets solides, risques, santé, bruit, impacts esthétiques
Combustible nucléaire et production d'électricité dans les centrales nucléaires	• poussières radioactives • effluents gazeux (radionucléides, F, NO_x) • gaz rare, H-3, I-131, C-14 • impact climatique local des tours de refroidissement	• effluents des mines • contamination des eaux souterraines • ressource en eau • rejets thermiques • émissions liquides de radionucléides (H-3, CO-60, Sr-90 I-131, Ru-106, Cs-136 et 137)	• affaissement des sols (mines souterraines) • occupation des sols par les mines et les terrils ré-aménagement des mines à ciel ouvert	• effets secondaires des impacts sur l'eau, les sols et l'air	• transports de produits radioactifs • déchets des mines • eaux de traitement du minerai (métaux toxiques, déchets chimiques liquides et solides, déchets radioactifs) • produits de fission recyclés • déchets hautement radioactifs • impact esthétique des tours de refroidissement et lignes électriques • risques professionnels • bruit
	• décontamination et déclassement des centrales nucléaires				

Tableau 6 (suite)
Effets sélectionnés du secteur de l'énergie sur l'environnement

Sources d'énergie	Air	Eaux (eaux de surface et eaux souterraines; eaux continentales et eaux marines)	Sols	Faune et flore sauvages	Autres : Déchets solides, risques, santé, bruit, impacts esthétiques
Énergie hydraulique		• effet sur les cycles hydrologiques • effet sur la qualité et les ressources en e/au	• territoires irréversiblement submergés • risques de • glissement de terrains	• impacts sur la faune et la flore aquatique des rivières • transformation des écosystèmes • impact sur la migration des poissons	• impacts esthétiques • risques de rupture de barrages
Autres : biomasse, énergie géothermique, éolienne et solaire	• combustion de la biomasse : pollution de l'air, particules géothermie : pollution de l'air	• géothermie pollution de l'eau • utilisation de la biomasse : pollution de l'eau, ressource en eau	• sols utilisés par les plantations énergétiques • sols utilisés par les panneaux solaires	• biomasse : modification des écosystèmes due aux plantations énergétiques	• bruit des éoliennes • impact esthétique des éoliennes • transformations de la biomasse : risque pour les travailleurs • photovoltaïque : pollution toxique lors de la mise au rebut des cellules solaires
Production d'électricité à partir de combustibles fossiles (excluant l'énergie d'origine nucléaire)	• SO_x, NO_x, CO, CO_2, HC, éléments en trace, particules radionucléides • transports à longue distance et dépôts de polluants • impact climatique des tours de refroidissement	• ressource en eau • rejets thermiques	• besoins en sols pour les installations	• effets secondaires des impacts sur l'eau, les sols et l'air	• impacts esthétiques des tours de refroidissement et lignes électriques • déchets solides • élimination des cendres • bruit

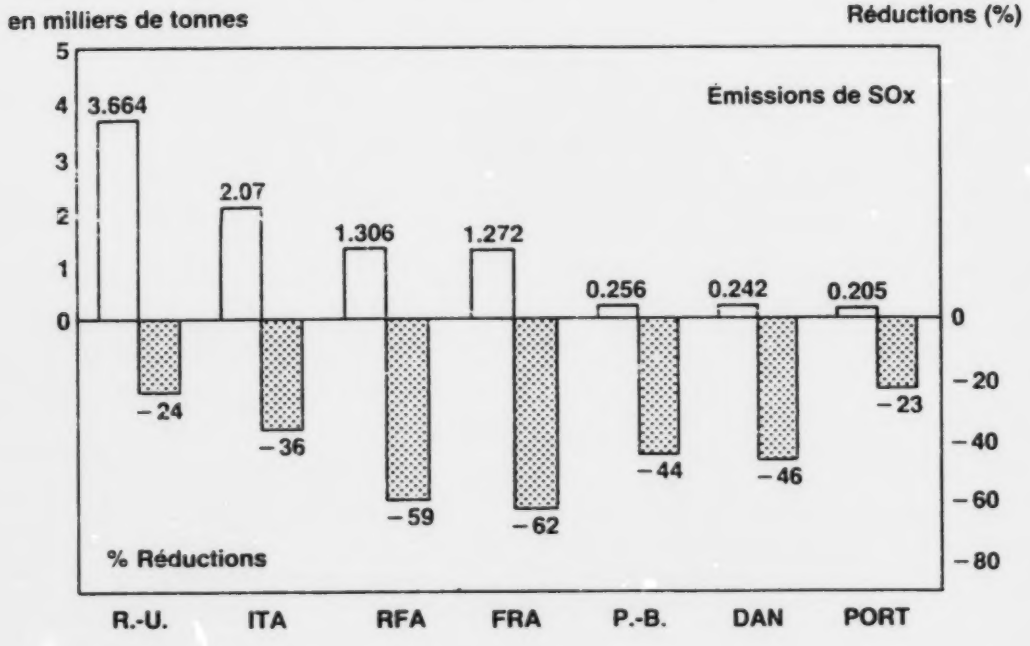
Source: OCDE. «L'état de l'environnement 1985» OCDE, Paris (1985)

L'efficacité environnementale indique dans quelle mesure le changement sous-jacent de l'économie révèle le «découplage» de l'activité économique et de l'impact environnemental. Les gains d'efficacité peuvent survenir «naturellement» (du fait de l'évolution de l'économie) ou résulter de mesures délibérées (réglementation environnementale, par exemple). Comme il est difficile de distinguer les diverses sources des gains d'efficacité, les décideurs - peu importe qu'ils proviennent de l'industrie ou du gouvernement - doivent disposer des informations voulues à ce chapitre. Si l'industrie est pressée d'«être verte» ou si elle s'engage d'elle-même à le devenir, elle aura besoin du même type d'analyse détaillée des indicateurs que le gouvernement. En principe, toute analyse doit comporter les éléments suivants :

- le changement en termes d'efficacité (se maintiendra-t-il ou non?);
- la mesure dans laquelle l'efficacité résulte de politiques nationales ou étrangères;
- une évaluation comparative, notamment par rapport aux résultats obtenus par d'autres entreprises ou par d'autres pays.

On trouve à la figure 8 un indicateur des réductions d'émissions de dioxyde de soufre en Europe.

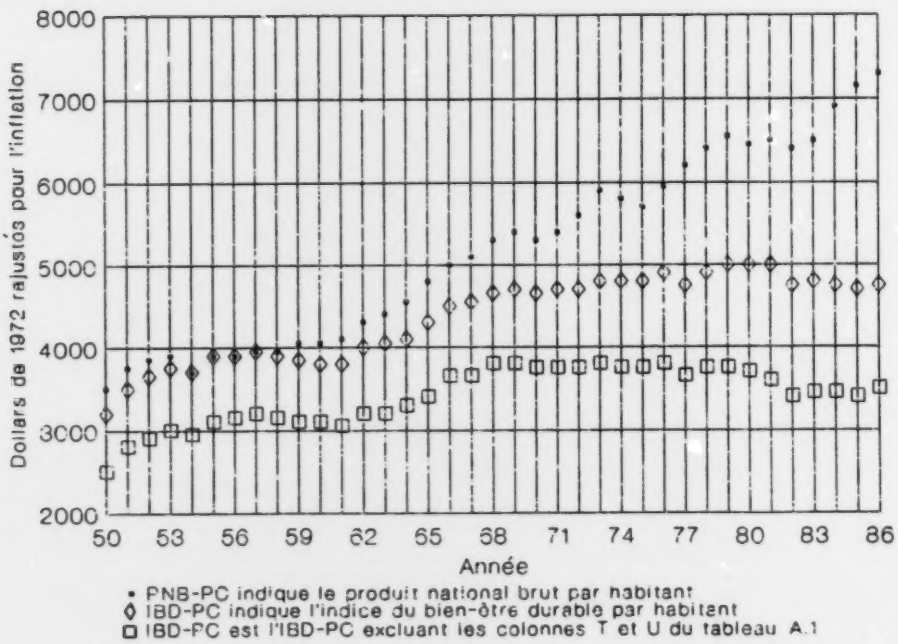
Figure 8
Émissions de SO_x en Europe et réductions (%)



Réductions en 1988 par rapport à 1980 (%)

Les mesures des coûts sociaux, du PNB modifié et des comptes satellites examinées précédemment concernent toutes l'efficacité environnementale. Ainsi, en exprimant les coûts sociaux en proportion du PNB on pourrait procéder à une comparaison à l'échelle internationale si les mesures portaient généralement sur le même type de coût social. Il est sans doute peu probable que de telles comparaisons soient possibles pour le moment. Les mesures des coûts sociaux *sur une période donnée* pour une seule nation permettraient d'indiquer plus utilement si l'économie est plus ou moins efficace par rapport à l'environnement. Daly et Cobb ont calculé un tel indice pour les États-Unis. Les résultats, à la figure 9[14], suggèrent que le «bien-être durable» par habitant aux États-Unis a en fait commencé à régresser au milieu des années 1970. Le manque d'espace nous empêche de discuter plus en détail de l'indice, et le fait que nous le mentionnons ici ne signifie pas nécessairement qu'il soit crédible. Ce qu'il faut retenir, toutefois, c'est qu'une telle mesure, si elle est crédible, pourrait être plus qu'un indicateur du bien-être. *Si les ajustements apportés au PNB pouvaient être décomposés afin de montrer les composantes qui sont dues à la détérioration de l'environnement et celles qui ne le sont pas, on pourrait alors également utiliser l'indicateur comme une mesure de l'efficacité environnementale.*

Figure 9
Autres mesures du bien-être économique



[14] H. Daly et J. Cobb, *For the Common Good: Redirecting the Economy Toward Community, the Environment and a Sustainable Future*, Beacon Press, Boston, 1989

Indicateurs de l'efficacité des politiques

Les indicateurs de l'efficacité des politiques montrent à quel point celles-ci ont atteint leurs objectifs environnementaux. Les mesures, dans ces cas, pourraient inclure des indicateurs de la conformité à un règlement. De façon plus habituelle, les indicateurs pertinents sont quantifiables : réduction des émissions sur une période donnée, changements dans les teneurs ambiantes de contaminants, nombre de kilomètres de cours d'eau qualifiés de «propres», etc. Il convient cependant d'user de ces indicateurs avec beaucoup de circonspection. Si, par exemple, les émissions diminuent avec le temps et que cette diminution coïncide avec l'adoption d'une loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique, on ne doit pas y voir une manifestation de l'efficacité de la *politique*. Il faut procéder à une analyse statistique, ce qui limitera fréquemment les échanges entre les analystes et les décideurs. En termes simples, les décideurs ne sont pas tous aptes à comprendre les implications de l'analyse des composantes principales, de l'analyse de régression, etc.

Certains cas sont assez clairs. La figure 10 montre les émissions de plomb au Royaume-Uni ainsi que les normes établies soit au Royaume-Uni, soit dans la Communauté européenne (la principale directive communautaire date de 1985). À l'évidence, l'importance des émissions de plomb est étroitement liée aux normes. En 1989 et en 1990, la réduction s'est accélérée davantage en raison des écarts de prix marqués entre l'essence au plomb et l'essence sans plomb[15]. D'autres cas, par contre, sont nettement moins tranchés. Des études de la *Clean Air Act* des États-Unis, par exemple, montrent que la loi pouvait avoir eu une incidence moindre que d'autres facteurs économiques qui ont réduit les concentrations de polluants; on pense par exemple à l'utilisation du charbon, à l'investissement total et au prix des produits[16].

Une conclusion générale s'impose : les indicateurs de l'efficacité des politiques environnementales seront vraisemblablement difficiles à établir et ils prêteront à plus d'une interprétation. Toutefois, la compréhension de ces liens - entre la «réaction» et la «pression» dans le modèle «pression-état de l'environnement-réaction» - est essentielle à la formulation d'une politique efficace. La complexité du processus ne saurait justifier que l'on renonce à faire l'effort nécessaire.

Mesures du développement humain

Développement et croissance du revenu sont deux choses distinctes. Le «développement» est un concept plus large (et un peu vague) qui tient tout à la fois à l'équité entre les membres d'une génération, au respect des droits de l'homme et des libertés fondamentales, ainsi qu'au bien-être spirituel et mental.

Il est difficile de trouver une mesure du développement; l'indice de développement humain élaboré par le PNUD est peut-être ce qui s'en approche le plus. Ses concepteurs font observer qu'il n'y a pas de lien automatique entre la croissance économique et le progrès humain[17]. Ils ont choisi de combiner

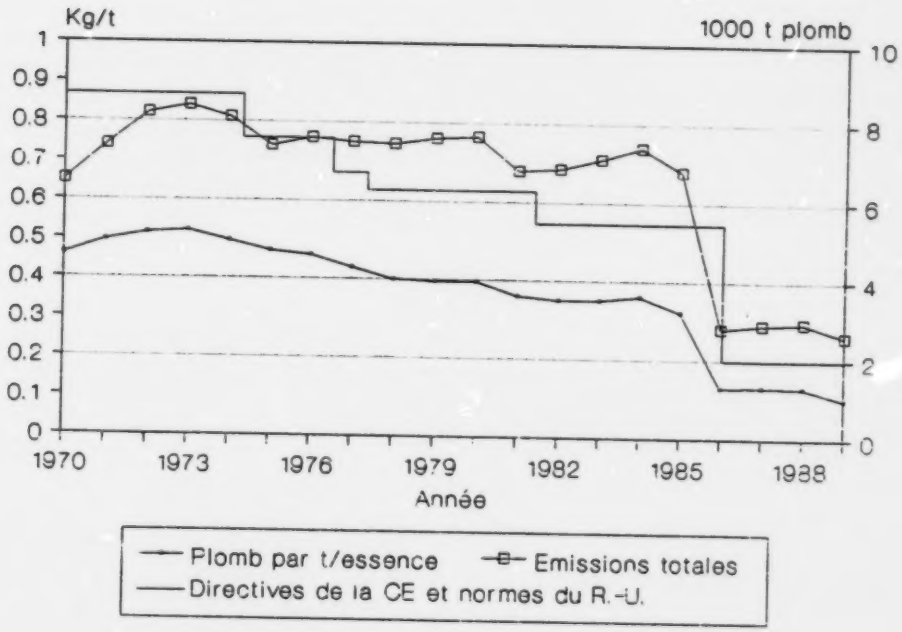
---

[15] D.W. Pearce, R.K. Turner *et al.*, *The Development of Environmental Indicators*, rapport au ministère de l'Environnement du Royaume-Uni, février 1991

[16] Cité dans P. Portney, «Air Pollution Policy», dans P. Portney (éditeur). *Public Policies for Environmental Protection*. Resources for the Future, Washington, D.C., 1990

[17] Programme des Nations Unies pour le développement, *Rapport mondial sur le développement humain 1990*

Figure 10
Teneur en plomb de l'essence



Le diagramme illustre la baisse des émissions et la réduction du plomb par tonne d'essence en regard des diverses normes adoptées. De 1970 à 1985, le gouvernement du Royaume-Uni a reçu divers avis scientifiques concernant le rôle du plomb dans le sang comme facteur de morbidité et de mortalité. Des pressions sont venues de diverses sources internationales et des campagnes ont été organisées.

ingénieusement les réalisations d'un pays au chapitre de l'alphabétisation, de l'espérance de vie (un indicateur de la santé) et du revenu national brut (le revenu net étant très difficile à évaluer dans un grand nombre de pays). Le tableau 7 donne la liste des pays qui se sont le mieux classés selon cet indice avec, en regard, leur classement selon le revenu national brut.

L'indice produit certaines surprises : ainsi, si l'on en juge d'après la position des États-Unis, ce pays serait moins développé que l'Espagne, l'Irlande, l'Italie ou la Belgique. Quelle que soit la valeur de cet instrument, il sert au moins à nous rappeler que la croissance économique, comme bon nombre l'ont affirmé, n'est pas un étalon fiable du progrès. Fait intéressant, les premiers économistes étaient sceptiques quant à l'utilisation du revenu comme mesure du bien-être. Dans les faits, cependant, la *mesure* des revenus d'une nation s'est davantage attachée aux revenus en tant qu'indicateurs de l'activité économique, de la vitalité de l'économie. Le mouvement de retour du balancier s'est amorcé, et maintenant nous voulons à nouveau obtenir une certaine évaluation de notre bien-être durable. Il pourrait bien être possible de combiner l'indice de développement humain et les indicateurs environnementaux.

Tableau 7
Classement des pays selon l'indice de développement humain et le produit national brut

Pays	Indice de développement humain	PNB par habitant
Japon	1	5
Suède	2	6
Suisse	3	1
Pays-Bas	4	14
Canada	5	7
Norvège	6	3
Australie	7	17
France	8	12
Danemark	9	8
Royaume-Uni	10	18
Finlande	11	10
République fédérale d'Allemagne	12	11
Nouvelle-Zélande	13	22
Italie	14	19
Belgique	15	15
Espagne	16	26
Irlande	17	24
Autriche	18	13
États-Unis	19	2

Source : Programme des Nations Unies pour le développement

Le commerce de la durabilité

N'importe quel pays pourrait être sur la voie du développement durable (c'est-à-dire que son *propre* capital naturel pourrait rester intact) mais aux dépens d'un autre pays (en réduisant le capital naturel de ce dernier). Le commerce international pourrait être le véhicule de ce «commerce de la durabilité». Cette idée a refait surface à plus d'une reprise, notamment lors du fameux épisode de la «filière du hamburger»; on a alors prétendu que les hamburgers consommés en Amérique du Nord étaient la cause ultime du déboisement de l'Amérique centrale puisque le boeuf provenait de ranchs centraméricains aménagés sur des terres arrachées à la forêt tropicale. En fait, ces allégations ne reposent sur aucune preuve. Mais il existe effectivement d'autres liens commerciaux. Le cas du supposé lien entre les importations de manioc et la production de boeuf des Pays-Bas est brièvement examiné ci-après.

Le manioc est une plante vivrière abondamment cultivée sous les tropiques; il est aussi une riche source d'alimentation pour le bétail. De négligeable qu'il était, le commerce international du manioc est passé à environ huit millions de tonnes en quelques années; la Thaïlande exporte ce produit aux Pays-Bas, à l'Allemagne et à la Belgique où il sert d'aliment du bétail. La plante pousse bien sur les sols pauvres comme ceux des secteurs déboisés des forêts tropicales défrichées et, en l'absence d'engrais artificiels, elle appauvrit la teneur en éléments nutritifs de ces sols. Dans le nord-est de la Thaïlande, bien que le sol ait été défriché expressément pour cultiver le manioc à des fins d'exportation, le lien entre le déboisement et la demande européenne ne donne qu'une idée partielle des raisons complexes qui ont mené au déboisement. Précisons que les agriculteurs n'auraient pas eu accès aux parcelles s'il n'y avait pas déjà eu un premier déboisement pour aménager des routes militaires. La construction des routes a été suivie non seulement d'une mise en culture mais aussi d'une exploitation forestière et d'un déboisement pour le bétail. En outre, les agriculteurs, s'ils n'y avaient pas fait pousser le manioc, auraient déboisé ces terres et y auraient pratiqué une culture pour tenter de s'arracher à leur pauvreté. En fait, le manioc n'est cultivé que sur 25 p. 100 des sols déboisés[18]. La demande européenne n'est manifestement pas à l'origine du déboisement du nord-est de la Thaïlande. En fait, son impact est marginal par rapport à la gamme des mesures incitatives et des occasions offertes aux plus démunis dans la région, et compte tenu des changements apportés à l'infrastructure du transport pour des raisons non économiques.

L'exemple du manioc soulève la question de savoir comment un indicateur environnemental pourrait permettre de prédire les situations où un pays parvient au développement durable aux dépens d'un autre. Tout pays qui croit «importer la durabilité» (en d'autres termes, qui croit être responsable de l'utilisation de ressources non durables ailleurs) pourrait identifier le pays exportateur, évaluer la probabilité que les exportations soient non durables et calculer un indicateur de ses importations du pays exportateur par rapport au total des exportations. Donc, si les exportations de manioc de la Thaïlande sont *effectivement* non durables et que les importations des Pays-Bas absorbent 80 p. 100 de ces exportations, on pourrait alors arguer que les Pays-Bas sont responsables de 80 p. 100 des dommages environnementaux dus à cette culture en Thaïlande. La situation pourrait rapidement devenir complexe. Mais les recherches sur les liens entre les dommages environnementaux et le commerce en sont encore à leurs débuts.

[18] A. van Amstel, E. Baars, J. Sijm et H. Denne, *Tapioca from Thailand to the Dutch Livestock Industry*, Institut d'études environnementales, Université libre d'Amsterdam, Amsterdam, 1986

Établissement de priorités quant aux besoins d'information des décideurs

Résumé des chapitres précédents

Le message des chapitres précédents peut se résumer comme suit :

- L'information à fournir aux décideurs dépend de notre compréhension de la signification du développement durable;
- le développement durable peut être interprété comme un relèvement progressif du niveau individuel de «développement humain»;
- si l'on veut que le développement soit durable, il faut à tout le moins que les biens de capital d'une nation soient maintenus, et préférablement accrus[19];
- l'interprétation écologique de la durabilité dicte qu'une attention particulière soit accordée au «capital naturel»;
- ainsi, l'information environnementale doit être axée sur :
  - l'«état du capital naturel», c'est-à-dire l'*état de l'environnement*;
  - les mesures de l'*importance* des *dommages causés*;
  - les *tendances* de l'état de l'environnement sur une période donnée, c'est-à-dire les tendances absolues et les tendances de l'*efficacité environnementale*;
  - les facteurs à l'origine des changements passés, présents et à venir dans le domaine de l'environnement, c'est-à-dire les indicateurs des *pressions sur l'environnement*;
  - les mesures de l'*efficacité des politiques* pour déterminer l'efficacité des politiques passées et existantes et la nature des politiques futures. Ces mesures doivent inclure les *coûts* des politiques (y compris l'incidence spatiale et sociale des coûts et des avantages).

[19] En fait, si l'on ne fait que maintenir l'actif et que la population croît, l'«actif par habitant» déclinera. Le développement peut être durable ou non selon la rapidité de l'évolution technologique.

Voici donc un «schéma» cohérent pour les décideurs et les conseillers politiques. Nous avons avancé précédemment que l'information environnementale ne diffère pas beaucoup selon l'utilisateur. Toutefois, la perspective peut varier. Le «schéma», du point de vue des décideurs du *secteur des affaires*, serait alors le suivant :

- l'examen de l'état de l'environnement;
- l'évaluation de l'impact de l'entreprise sur l'environnement, et de l'importance de cet impact, par exemple en termes de matériaux et de consommation d'énergie par unité de ventes (une caractéristique de l'*analyse d'impact*);
- l'analyse de l'activité commerciale afin de jauger les pressions sur l'environnement (une autre caractéristique d'une bonne analyse d'impact);
- l'examen de la *politique* de l'entreprise à l'égard de l'environnement («missions», «credos», planification intégrée, etc.) et l'évaluation des *coûts* et des *avantages*; et
- l'observation de la réglementation gouvernementale.

Le schéma semble donc pouvoir s'appliquer grosso modo aux décideurs du secteur des affaires tout autant qu'aux décideurs politiques.

En conséquence, les types d'informations requis de ce modèle sont les suivantes :

- des indicateurs de l'«état»
- des indicateurs des «tendances» et de l'efficacité
- des indicateurs de l'«importance»
- des indicateurs des «pressions»
- des indicateurs des coûts des politiques

Le tableau 8 résume les besoins d'information selon le type d'information, l'utilisateur et le moyen de collecte et de présentation de l'information.

Parmi les modes d'information qui y sont illustrés, seules l'«analyse statistique» et l'«analyse coûts-avantages» requièrent une amplification. Le tableau 9 illustre l'analyse statistique sur la base d'une évaluation des causes du déboisement tropical. Le tableau 10 offre une analyse coûts-avantages bien exécutée.

Tableau 8
Résumé des types d'information

Indicateur utilisateur	État	Tendance	Importance	Pression	Efficacité des politiques	Coût
Citoyen/ consommateur	Indicateur de l'état	Indicateur de l'état	Opinion publique			
Entreprises	Indicateur de l'état	Indicateur de l'état	Opinion publique/experts Opinion publique/experts	Analyse d'impact Analyse d'impact	Analyse d'impact	Évaluation des coûts
Gouvernement	Indicateur de l'état	Indicateur de l'état Analyse des Opinion publique/experts	Évaluation des risques	Analyse des causes	Analyse des causes	Analyse des coûts-avantages coûts sociaux
ONG	Indicateur de l'état	Indicateur de l'état Opinion d'experts	Évaluation des risques	Analyse des causes	Analyse des causes	
Multilatéraux	Indicateur de l'état	Indicateur de l'état Analyse des coûts sociaux	Évaluation des risques	Analyse des causes	Analyses d'impact postérieures	Analyse des coûts-avantages
Exemples réglementation	Indicateurs de l'environnement de l'OCDE		Sondages d'opinion Études des coûts sociaux Estimé du PNB (voir texte)	Régression statistique	Rapports d'évaluation (voir texte) (p. ex., Banque mondiale) Régression statistique	Analyse de l'incidence de la des opérations de l'EPA sur la teneur en plomb de l'essence (États-Unis) (voir texte)

Tableau 9
Évaluation des facteurs liés au commerce à l'origine du déboisement tropical

Des données concernant 45 pays en développement ont servi à évaluer les facteurs à l'origine du déboisement. L'étude fait le lien entre la coupe industrielle et les facteurs recensés dans le tableau ci-dessous. Les relations hypothétiques évaluées sont les suivantes :

- La hausse des prix du bois augmente le coût d'opportunité des forêts non coupées.
- Des taux de change surévalués peuvent favoriser le déboisement ou, si les dévaluations sont associées à des programmes d'«ajustement structurel», la surévaluation peut être inversement reliée à la coupe du bois.
- Le fort endettement encourage l'utilisation des forêts à des fins d'exportation (bois et produits agricoles).
- La croissance démographique exerce une pression sur le territoire forestier non exploité.

Les mesures indiquées sont des élasticités (c'est-à-dire l'effet, sur le déboisement, de chaque changement de 1 p. 100 de la variable). On peut interpréter les résultats de la façon suivante :

De 1967 à 1971, alors que les taux de change sont relativement stables, le prix à l'exportation des grumes est le facteur dominant qui explique le déboisement. Chaque changement de 1 p. 100 du prix des grumes se traduit par une augmentation de 1,5 p. 100 des surperficies coupées.

De 1972 à 1975, les initiatives d'encouragement à l'autonomie céréalière ont une incidence sur l'épuisement des forêts, le taux de déboisement augmentant de 4,7 à 5,1 p. 100 pour chaque changement de 1 p. 100 de cette variable. La croissance du revenu réel a elle aussi été un facteur important (élasticité de 2). Il faut noter que le rapport entre la croissance du revenu et le déboisement est positif, contrairement à la populaire «hypothèse de la pauvreté». Et, contrairement à l'opinion populaire, le ratio du service de la dette a un rapport inverse au déboisement. Dans ce cas, il se peut qu'un crédit plus disponible ait remédié à la nécessité d'augmenter les volumes de coupe. En général, les prix des produits agricoles augmentent aussi durant cette période, ce qui accroît dans une certaine mesure l'attrait du défrichement des forêts à des fins agricoles.

De 1976 à 1980, on remarque un lien étroit entre la *dévaluation* et le déboisement. Une demande plus forte à l'étranger pour les biens d'exportation moins chers aurait pu inciter à exploiter les forêts pour obtenir des devises et atténuer l'effet des importations plus coûteuses. Le revenu aussi bien que l'autonomie céréalière continuent d'exercer une influence durant cette période.

De 1971 à 1986, l'expansion des terres arables devient le facteur premier de déboisement, tandis que les dévaluations du taux de change continuent d'avoir un impact.

Tableau 9 (suite)
Évaluation des facteurs liés au commerce à l'origine du déboisement tropical

	Modèle 1	Modèle 2	Modèle 3
1967-1971			
Prix à l'exportation des grumes	1.45**	1.49**	1.50**
1972-1975			
Revenu par habitant	2.18**	2.18**	1.96**
Prix des exportations agricoles	0.86	1.11*	0.96
Ratio du service de la dette	-1.15	-1.51	-1.46
Autonomie céréalière	5.12**	4.84**	4.71**
Population	0.26	0.26	0.26*
1976-1980			
Revenu par habitant	1.43	1.61*	1.29
Taux de dévaluation	4.10**	4.67**	3.16*
Autonomie céréalière	4.61	5.41*	4.19
1981-1985			
Taux de dévaluation	1.40*	1.40*	1.02
Terres arables par habitant	3.74**	4.01**	2.86*

* = significatif à 5 p. 100
** = significatif à 1 p. 100

Source : A.D. Capistrano et C. Kiker, «Global Economic Influences on Tropical Closed Broadleaved Forest Depletion 1967-1985», Département d'économique (alimentation et ressources), Université de Floride, Gainesville, mai 1990 (polycopié)

Tableau 10
Étude de cas sur l'utilisation de l'analyse coûts-avantages dans la prise de décisions : plomb dans l'essence

Coûts et avantages, exprimés en dollars, du Final Rule, en présumant d'une utilisation contre-indiquée partielle du carburant*
(en millions de dollars de 1983)

	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Avantages pécuniaires								
Effets sur la santé des enfants	223	600	547	502	453	414	369	358
Tension artérielle des adultes	1 724	5 897	5 675	5 447	5 187	4 966	4 682	4 691
Polluants courants	0	222	222	224	226	230	239	248
Entretien	102	914	859	818	788	767	754	749
Économie de carburant	35	187	170	113	134	139	172	164
Total des avantages pécuniaires	12 084	7 821	7 474	7 105	6 786	6 517	6 216	6 211
Total des coûts de raffinage	96	608	558	532	504	471	444	441
AVANTAGES NETS	1 988	7 213	6 916	6 573	6 284	6 045	5 772	5 770

* Les coûts d'utilisation contre-indiquée du carburant sont associés a l'utilisation de carburants avec plomb dans des véhicules conçus pour du carburant sans plomb.

Le tableau ci-dessus reproduit les résultats d'une analyse coûts-avantages effectuée par l'EPA des États-Unis concernant la réglementation sur la teneur en plomb de l'essence. L'analyse devait servir à vérifier l'hypothèse voulant que les concentrations ambiantes de plomb ont des effets graves sur la santé. Même en faisant abstraction des avantages pour la santé qui dominent les résultats, il reste que ces avantages l'emportent sur les coûts de l'introduction du carburant sans plomb.

Parmi les avantages pécuniaires figuraient une réduction des frais de santé; des frais d'éducation spécialisée pour les enfants handicapés; des frais associés à la mortalité et la morbidité chez les adultes (frais médicaux, perte de production, etc.); des coûts estimatifs de la pollution par l'ozone et d'autres dommages reliés à d'autres émissions (principalement HC, NOx et CO) qui diminuent elles aussi du fait de l'utilisation de carburant sans plomb; et des coûts entretien des véhicules. On a aussi tenu compte de l'augmentation prévue du rendement du carburant associée à la production d'essence sans plomb à indice d'octane plus élevé.

Établissement des priorités en ce qui concerne l'information environnementale

L'information n'est pas gratuite. Par conséquent, il est important d'établir des priorités quant à sa production et à son utilisation. On peut concevoir divers critères pour la sélection de l'information. Nous suggérons une forme quelconque d'évaluation des coûts et des avantages; en d'autres termes, *l'objectif devrait être de concentrer en premier lieu sur l'information la plus utile pour l'utilisateur* (ou pour la collectivité qu'il représente). Ces évaluations seront forcément subjectives. Nous décrivons ci-dessous notre propre approche.

«Importance» de la dégradation de l'environnement

La première priorité consiste à établir ce qui compte. Étant donné notre discussion précédente sur le développement durable, nous devons avoir en priorité des indicateurs ou des informations sur l'*ampleur de la dépréciation des biens naturels*. Pour comprendre ce dont il faut disposer, on peut comparer un indicateur d'*émissions* avec un indicateur du *stock*. Si les émissions se situent en deçà des capacités de traitement des environnements naturels, alors des dommages pourront survenir, mais les risques de détérioration durable seront faibles et le stock du milieu récepteur ne sera pas nécessairement affecté. Donc, même si les indicateurs des émissions fournissent des informations environnementales utiles, ils ne renseignent pas directement le décideur sur la durabilité. *Il faut mesurer d'une quelconque façon le ratio émissions/capacité réceptrice.*

En pratique, l'opération est extrêmement complexe, ne serait-ce que parce que, dans de nombreux cas, le concept de «capacité réceptrice» ne se traduit pas facilement sous une forme mesurable. Il serait sans doute plus aisément définissable dans des contextes d'utilisation des ressources. La figure 11 reproduit l'indicateur de l'OCDE concernant les prélèvements d'eau par rapport aux disponibilités annuelles, tandis que le tableau 11 montre les mesures de la capacité-limite dans les zones sahéliennes d'Afrique occidentale. Ces deux mesures font appel à un indicateur calculé en fonction du ratio utilisation/capacité réceptrice.

Il faut s'attacher à élaborer des indicateurs de pollution analogues. En règle générale, le concept de «charge critique» s'applique ici, bien qu'avec circonspection. Par «charge critique», on entend un seuil au-delà duquel les concentrations de polluants commencent à causer des dommages. Tandis que la capacité limite s'entend d'un seuil au-delà duquel le bien-être régresse *considérablement,* la charge critique peut être dépassée sans porter indûment atteinte au bien-être. La figure 12 présente une interprétation possible.

La différence vient du fait que les capacités limites sont habituellement définies en fonction d'une population *vivant à un niveau minimum quelconque d'utilisation des ressources*. Les charges critiques, par contre, sont tout simplement le seuil auquel *certains* dommages surviennent. Il est très difficile d'établir ce seuil en raison de la diversité des milieux récepteurs. Par exemple, le rythme et le taux d'acidification des cours d'eau par les dépôts acides dépendent des caractéristiques des sols et de la végétation ambiants. De plus, l'ampleur des dommages à la vie aquatique dépendra l'aptitude de cette dernière à tolérer un milieu plus acide.

Figure 11
Taux d'utilisation et prélèvements (%)
des disponibilités annuelles brutes

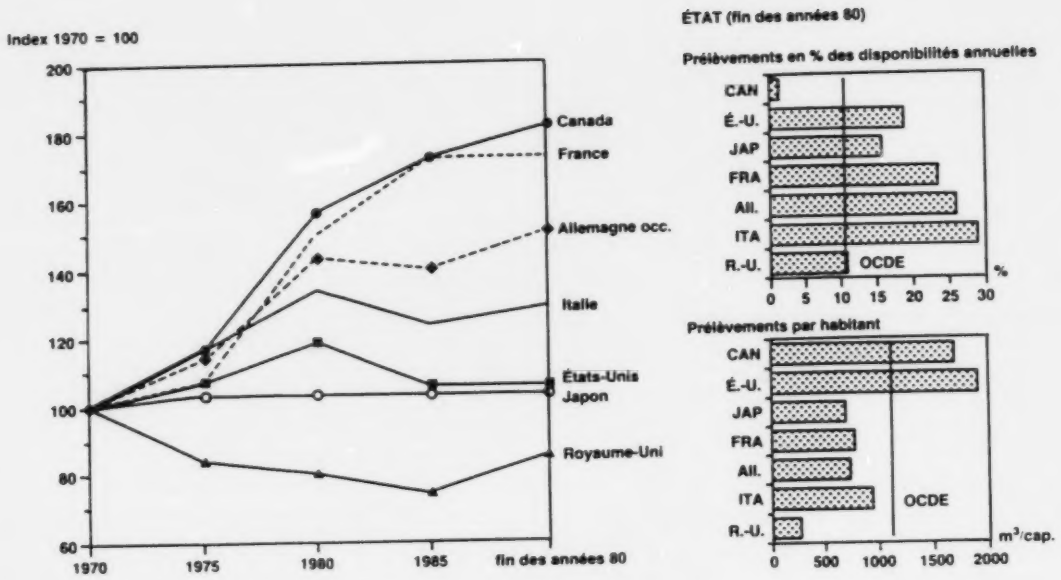


Figure 11 (suite)
Taux d'utilisation et prélèvements (%)
des disponibilités annuelles brutes

	1970	1975	1980	1985	fin des années 80	m^3 par habitant fin des années 80
Canada	0.8	0.9	1.2	1.3	1.4	1 691
États-Unis	17.8	19.1	21.2	18.8	18.8	1 896
Japon	15.1	15.5	15.5	15.5	15.5	692
N.-Zélande	0.2	0.3	0.3	0.5	0.5	571
Danemark	6.5	9.5	10.9	11.2	10.0	254
Finlande	3.2	3.4	3.6	3.8	3.8	809
France	13.5	14.6	20.3	23.3	23.4	774
Allemagne occ.	17.1	19.5	24.5	24.0	25.8	722
Italie	22.4	26.3	30.1	27.8	28.9	940
Pays-Bas	14.7	15.3	16.4	16.1	16.1	980
Norvège	0.5	0.6	0.5	0.6	0.6	531
Espagne	22.3	32.7	36.2	41.0	41.6	1 176
Suède	2.0	2.3	2.0	1.6	1.7	355
Suisse	1.3	1.3	1.3	1.4	1.4	106
Turquie	7.0	9.6	9.7	11.6	17.7	548
Royaume-Uni	13.0	10.9	10.4	9.6	11.0	262
OCDE	8.6	9.4	10.5	10.0	10.2	1 106

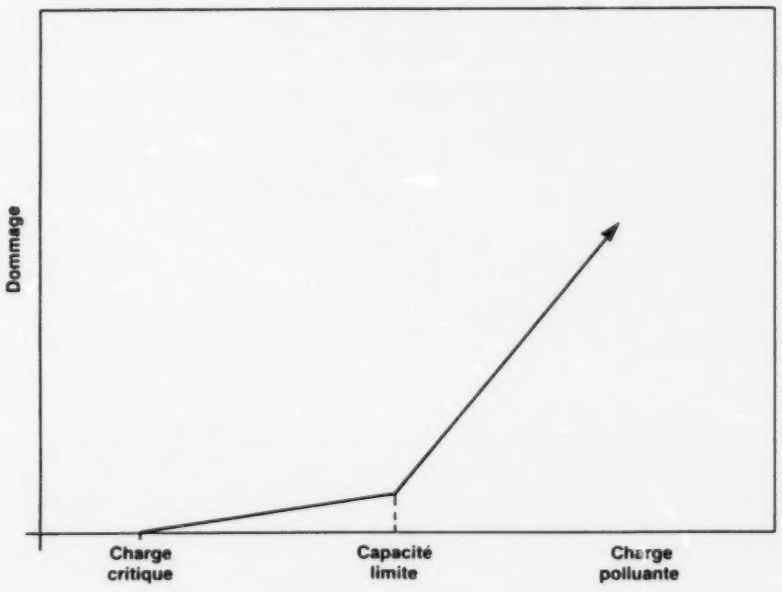
Source : OCDE, *Indicateurs d'environnement, 1991*, OCDE, Paris, 1991

Tableau 11
Capacités limites dans les zones sahéliennes/soudanaises de l'Afrique occidentale

Zones	Population viable			Population rurale effective	Population viable	Population rurale effective
	Récoltes	Bétail	Total		Bois de chauffage	
Saharienne	—	0.3	0.3	0.3	—	0.3
Sahélo-saharienne	—	0.3	0.3	2	—	2
Sahélienne	5	2	7	7	1	7
Sahélo-soudanaise	10	5	15	20	10	23
Soudanaise	15	7	22	17	20	21
Soudano-guinéenne	25	10	35	9	20	10

Source : D. Steeds, *Desertification in the Sahelian and Sudanian Zones of West Africa.* Banque mondiale, Washington, D.C., 1985

Figure 12
Charge critique / Capacité limite



Les mesures «utilisation/capacité», si elles peuvent être généralisées, doivent être complétées par un étoffement des indicateurs environnement-économie en cours d'élaboration par les membres de l'OCDE et d'autres pays.

Il importe de souligner que ces indicateurs supposent une gamme de procédures d'évaluation. Les *systèmes d'informations géographiques* en général, auxquels viennent se greffer des données socio-économiques, aident à définir les indicateurs et permettent d'accéder au niveau suivant de l'information, l'analyse des causes.

Pour évaluer l'«*importance*» de la dégradation de l'environnement, la deuxième priorité consiste à établir des indicateurs santé-environnement. Même si l'épidémiologie environnementale est bien développée, on publie étonnamment peu de statistiques de la surmortalité et de la surmorbidité qui mettent en relation la santé et les risques environnementaux.

La troisième priorité consiste à mesurer les coûts sociaux de la dégradation de l'environnement, comme nous l'avons mentionné précédemment. La quatrième priorité concerne les mesures de l'opinion du public et des experts quant aux risques environnementaux, comme nous l'avons également mentionné plus haut. La cinquième priorité a trait à la modification des systèmes nationaux de comptabilité.

Ainsi, selon le critère de l'*importance*, les priorités seraient les suivantes :

- le ratio utilisation-capacité, et d'autres indicateurs «de base» (p. ex., environnement - économie)
- les mesures des coûts sociaux
- l'opinion des experts et du public
- les systèmes de comptabilité nationale modifiés

Causes de la dégradation de l'environnement

Notre deuxième «ensemble» d'indicateurs/d'informations a trait aux causes. Nous avons déjà indiqué que ces informations requièrent une expertise pour ce qui concerne l'analyse statistique et la présentation. Nous donnons un autre exemple d'analyse statistique au tableau 12. Dans ce cas, l'implication est claire : l'investissement dans l'amélioration des terres forestières dégradées aura un impact environnemental considérable puisqu'il contribuera à réduire le déboisement[20].

L'*analyse des politiques* tend également à examiner les causes et pourrait faire appel à l'analyse statistique. L'efficacité des politiques environnementales y est étudiée en détail. Les sciences environnementales, politiques et économiques comptent parmi les disciplines pertinentes[21].

---

[20] Nous remarquons avec intérêt que, malgré le peu d'analyses statistiques des causes de dégradation (ou d'amélioration) de l'environnement, celles qui existent tendent à porter sur les pays *en développement* et sur le déboisement. Outre l'intérêt prononcé du public pour les forêts tropicales, nous supposons que ce parti pris résulte en partie des difficultés qu'il y a d'appliquer une telle analyse aux autres «grands» problèmes environnementaux. Par exemple, les mesures de «désertification» sont rares et très peu fiables.

[21] Parmi les exemples qui concernent les États-Unis, mentionnons R. A. Luken, *Efficiency in Environmental Regulation: A Benefit-Cost Analysis of Alternative Approaches*, Kluwer, Boston et Dordrecht, 1990

Coûts des politiques

La troisième forme d'information requise a trait aux coûts de l'adoption des politiques. Ceux-ci sont d'ordinaire répartis entre le secteur public et le secteur privé (p. ex., traitement des eaux usées). Dans les deux cas, il est important de connaître les *coûts de l'observation* de la réglementation. Chose étonnante, il arrive souvent qu'on n'en ait qu'une idée approximative, et même qu'on ignore purement et simplement à combien ils se chiffreront. Il est difficile de comprendre comment les responsables des politiques peuvent prendre des décisions rationnelles en matière d'environnement sans disposer de cette information. Lorsqu'il existe une forme quelconque de législation concernant l'«évaluation de l'impact de la réglementation», comme aux États-Unis, les coûts des règlements *spécifiques* sont généralement assez bien connus. Toutefois, même alors, il est peu probable que l'on connaisse le moindrement précisément les coûts des programmes de réglementation[22].

Tableau 12
Expansion de l'agriculture et déboisement tropical

Dans une étude sur l'expansion de l'agriculture dans 23 pays, Douglas Southgate identifie les facteurs suivants comme causes principales du déboisement :

- La croissance démographique qui ajoute à la demande de produits agricoles (mais n'accroît pas de façon significative la demande de terres parce que le taux de migration urbaine dépasse le taux de fécondité dans la plupart des pays faisant l'objet de l'étude).
- L'augmentation des exportations agricoles.

Il mentionne aussi deux facteurs qui découragent la colonisation :

- La constitution d'actifs non environnementaux (p.ex., le capital humain et le talent administratif) améliore les pratiques agricoles et augmente les rendements.
- Les facteurs institutionnels tels que la permanence des agriculteurs et la restriction du libre accès aux territoires forestiers.

Ces deux derniers facteurs ont un impact important sur les politiques puisqu'ils font clairement partie du mandat des organismes de planification agricole et économique. Il est beaucoup plus difficile, sinon impossible, de tenir compte de la croissance démographique et des facteurs de demande externe et de les contrôler.

Source : D. Southgate, «Tropical Deforestation and Agricultural Development in Latin America», novembre 1990 (polycopié)

[22] Voir Portney, op. cit.

Gagnants et perdants

Les décideurs doivent connaître non seulement les coûts et les avantages globaux des politiques et des initiatives; ils doivent aussi savoir qui supporte les coûts et qui sont les bénéficiaires. En fait, on reconnaît généralement qu'un développement qui ne tient pas compte de l'impact social des gains et des pertes a de fortes chances d'être non durable[23].

Le tableau 13 fournit un exemple d'analyse de l'impact qu'aurait au Royaume-Uni une taxe sur l'énergie destinée à réduire les émissions de dioxyde de carbone.

Tableau 13
Incidences d'une taxe sur l'énergie domestique

Part du budget familial affectée au combustible et aux autres sources d'énergie domestique : Incidences d'une augmentation de prix de 15 p. 100 (par classe de revenu familial brut)

	Pauvre	2	3	4	Riche
Revenu familial (£p.s.)	53.70	112.65	196.10	291.70	520.35
Dépenses en combustible et en énergie avant l'imposition de la taxe (£p.s.)	8.55	10.45	10.96	12.01	13.96
Augmentation de la taxe versée (£p.s.)	1.17	1.44	1.48	1.60	1.80
Modification de la consommation du combustible et des autres formes d'énergie	-9.9%	-8.5%	-6.5%	3.0%	1.9%

Le tableau ci-dessus illustre les incidences d'une taxe sur la valeur ajoutée qui augmenterait de 15 p. 100 le coût des sources d'énergie domestique. Les effets distributifs de l'augmentation se font particulièrement sentir dans les foyers les plus pauvres. Les dépenses familiales à ce chapitre ne sont pas étroitement liées au revenu et changent peu, en termes absolus, une fois cette taxe globale imposée. Cependant, l'impact sur la consommation réelle est plus marqué chez les plus pauvres, qui réduisent leur consommation de près de 10 p. 100 tandis que les plus riches la maintiennent, à peu de choses près.

Sources : S. McKay, M. Pearson et S. Smith, «Fiscal Instrument in Environmental Policy», *Fiscal Studies*, novembre 1990

M.A. Pearson et S.R. Smith, «Taxation and Environmental Policy: Some Initial Evidence», IFS Commentary n° 19, Institute for Fiscal Studies, Londres, 1990

[23] Voir Commission Brundtland, op. cit.

Le tableau 14 résume notre classification des priorités relativement à l'information requise par les décideurs.

Tableau 14
Priorités en matière d'information environnementale

Critère	Classement de l'information	Commentaire
Importance de l'effet	Indicateurs d'environnement - économie et ratios utilisation/capacité	Voir le programme d'indicateurs de l'OCDE et les programmes nationaux - qui sont généralement assez bien documentés
	Impacts sur la santé	Efforts par les pays individuels et la Banque mondiale - pas d'approche systématique
	Mesures des coûts sociaux	
	Opinion publique/experts	Souvent non disponible sous forme structurée
	Systèmes de comptabilité	Efforts par divers pays; programme du World Resources Institute, PNUE, programmes de la Banque mondiale et de l'OCDE; Bureau de statistique des Nations Unies
Causes	Analyse statistique	Nombre étonnamment limité
	Analyse des politiques	Très complète à l'OCDE
Coûts	Coûts des techniques de réduction de la pollution	Habituellement connus, mais souvent de façon non systématique
	Coûts généraux du respect des lois et règlements	Souvent inconnus, même dans les pays de l'OCDE
Incidence	Analyse de l'incidence : Intragénérationnelle	Moins fréquente que l'évaluation des coûts ou des avantages; problèmes sérieux de données dans un bon nombre de cas
	Analyse de l'incidence : Intergénérationnelle	Sujette à d'importantes imprécisions, mais essentielle au développement durable

Le manque d'informations pour la prise de décisions globale dans le domaine de l'environnement

Bien qu'il existe une quantité *substantielle* d'informations sur l'état de l'environnement dans les pays industrialisés et en développement, force est de constater que l'information est la plus déficiente dans plusieurs dossiers environnementaux qui suscitent de vives inquiétudes. Citons en particulier quelques facteurs généraux qu'on associe fréquemment à la dégradation de l'environnement :

- le rôle du commerce international
- le rôle de l'endettement international
- la pauvreté et l'environnement
- l'aide et l'environnement

Même si les opinions sont bien arrêtées sur chacun de ces sujets, on trouve en fait remarquablement peu d'analyses de la nature réelle des relations entre ces facteurs.

Prenons le scénario du pays endetté qui veut stimuler l'activité d'exportation pour payer l'intérêt sur sa dette. Il est alors possible que les ressources utilisées à des fins de cultures de subsistance «écologiquement saines» soient détournées au profit de cultures d'exportation «écologiquement nocives», de l'exportation du bois, d'industries polluantes, etc. Plus la dette est lourde, plus le détournement est important, et plus les dommages environnementaux sont élevés. Le scénario est plausible, mais les preuves sont insuffisantes. Deux approches sont envisageables dans une optique d'information :

- explorer les diverses relations dans la séquence;
- étudier la relation *globale* entre l'endettement et la dégradation de l'environnement.

La première approche pourrait susciter les questions suivantes, notamment :

- Pourquoi estime-t-on que les cultures de subsistance sont sans danger pour l'environnement? Nombre d'entre elles ne le sont pas - la culture du sorgho et du millet, par exemple.
- Pourquoi considère-t-on que les cultures d'exportation sont nocives pour l'environnement? Nombre d'entre elles ne le sont pas - la culture du café et du thé, par exemple (tout dépendant de l'*endroit* où elles sont pratiquées).

La deuxième approche permettrait d'analyser statistiquement la relation entre, par exemple, le déboisement et l'endettement. Il semble exister peu d'études du genre[24].

Sans cette information, il est difficile d'imaginer comment on peut discuter de façon constructive d'un régime de commerce international plus «respectueux de l'environnement». De plus, si les politiques d'aide ne s'appuient pas sur de telles informations, les avantages d'une aide «sensible à l'environnement» peuvent rapidement disparaître du fait de problèmes macroéconomiques non liés à l'aide[25].

---

[24] Pour un exemple d'une telle étude, voir Capistrano et Kiker, op. cit.

[25] On peut trouver une analyse utile de la contribution de l'*ajustement structurel* à la dégradation de l'environnement dans I. Sebastian et A. Alicbusan, *Sustainable Development: Issues in Adjustment Lending Policy*, Banque mondiale, Washington, D.C., 1989

Vers des indicateurs de la durabilité

Un peu plus tôt, nous nous sommes arrêtés à la signification du développement durable afin d'en dégager une définition opérationnelle. Le concept a été décrit comme un processus de progrès humain. Si le «développement» ne se limite pas au revenu par habitant, il importe de parvenir à un certain consensus sur sa signification. Nous ne pouvons nous contenter d'examiner les tendances antérieures des indicateurs du «développement» pour déterminer si un pays (une région, une entreprise, une zone internationale, etc.) est sur la voie du développement «durable».

On peut inférer de ce qui précède que l'élaboration d'indicateurs de la durabilité est un processus très complexe. Mais cette tâche peut être facilitée dans une certaine mesure en déterminant le genre d'informations qui pourraient servir à ces indicateurs. Au minimum, ces informations sembleraient être les suivantes :

- Le développement d'une mesure du «revenu durable» grâce à une comptabilisation modifiée du PNB, que nous voyons comme un objectif à long terme.

- L'élaboration d'indicateurs de l'utilisation des ressources renouvelables, qui montreraient par exemple à quel rythme ces ressources sont extraites et se renouvellent. La figure 13 prend pour exemple l'utilisation qui est faite des forêts dans les pays de l'OCDE. On peut voir que tous les pays exploitent les ressources forestières de manière *durable* et que l'Allemagne (occidentale) s'approche d'une situation de stock constant. D'autres pays ont des pratiques d'exploitation plus que durables, et leur stock augmente en conséquence. Le tableau 15 montre le volume des captures dans les océans par rapport au rendement durable prévu. On peut voir clairement que la gestion des pêches dans la région du nord-ouest du Pacifique n'est pas durable; il en est de même des pêches en Méditerranée et dans la mer Noire, et peut-être aussi de la région centre-est de l'Atlantique, de l'est de l'océan Indien, et du sud-est et du centre-est du Pacifique.

- L'élaboration d'un indicateur quelconque de l'utilisation des ressources épuisables. Dans ce contexte, le concept d'«utilisation durable» semblerait inapproprié car, si une ressource est épuisable, toute utilisation l'appauvrira. Toutefois, les indicateurs de rareté ne sont pas beaucoup plus pertinents puisque de nouvelles découvertes peuvent être faites et surtout de nouvelles techniques d'extraction et d'utilisation peuvent être mises au point. Le changement technologique augmente la *productivité* de tous les stocks restants par rapport à celle des stocks qui ont été appauvris. Les indicateurs pourraient donc être les suivants :

  - *Prix des ressources* : Si les marchés de produits fonctionnaient librement, on pourrait s'attendre à ce que tous ces facteurs soient pris en compte dans les prix des ressources. En bref, si les prix (réels) des ressources sont constants ou diminuent sur une période donnée, il n'y a pas de «rareté» au sens économique. S'ils augmentent, alors les ressources se font plus rares[26].

[26] La question du mouvement du prix réel des ressources a fait l'objet d'écrits assez nombreux en économie – voir D. et J. Hall, «Concepts and Measures of Natural Resource Scarcity», *Journal of Environmental Economics and Management*, septembre 1984

Figure 13
Taux d'utilisation des ressources forestières
(récolte/croissance annuelle)

(1980 à 1985)

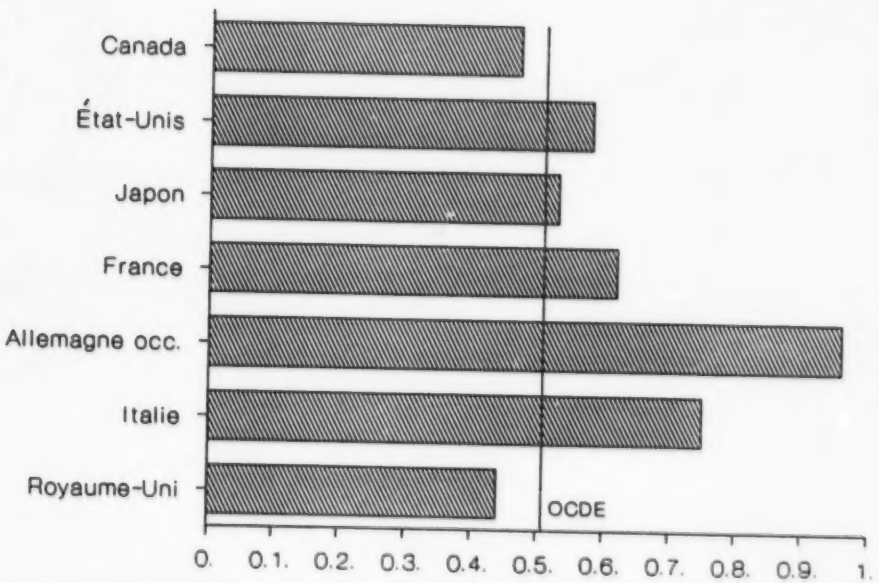


Figure 13 (suite)
Taux d'utilisation des ressources forestières
(récolte/croissance annuelle)

(1980 à 1985)

	Stock de bois sur pied m^3/ha	Croissance annuelle m^3/ha	Récolte annuelle million $m^{3(a)}$			Intensité de l'utilisation récolte/croissance annuelle		
	1980-85	1980-85	1950s	1970s	1980-85	1950s	1970s	1980-85
Canada	74.3	1.7	71.1	121.4	151.3	..	..	0.47
États-Unis	109.3	3.6	304.6	397.4	442.7	0.60	0.57	0.58
Japon	105.8	3.0	73.2	50.5	40.6	..	..	0.53
Australie	64.4	1.0	..	..	16.3	..	..	0.39
N.-Zélande	150.9	14.7	2.8	8.6	10.2	..	..	0.87
Autriche	274.0	6.2	11.2	15.1	15.2	1.37	0.81	0.78
Belgique	148.0	7.5	2.7	3.2	2.8	1.18	1.23	0.62
Danemark	141.0	7.7	2.2	2.5	2.1	0.88	1.09	0.75
Finlande	88.0	3.2	48.9	54.7	53.6	0.92	0.98	0.82
France	120.0	4.0	35.5	34.7	39.5	1.09	0.75	0.62
Allemagne occ.	224.0	5.7	35.3	33.7	40.9	1.41	0.99	0.96
Grèce	73.0	1.8	4.0	35.0	2.9	1.03	0.88	0.71
Irlande	102.0	7.3	0.2	0.4	0.9	0.67	0.22	0.32
Italie	154.0	3.1	15.4	11.9	9.0	1.04	0.85	0.75
Pays-Bas	103.0	4.2	0.8	1.2	1.2	1.20	0.98	0.95
Norvège	83.0	2.6	11.9	10.2	11.3	0.83	0.65	0.63
Portugal	90.0	4.4	5.4	7.5	10.8	1.00	0.92	0.94
Espagne	68.0	4.3	14.2	16.8	13.3	..	0.66	0.48
Suède	101.0	3.0	43.5	66.6	57.6	0.76	1.05	0.70
Suisse	364.0	5.6	4.2	4.8	4.8	0.88	0.91	0.91
Turquie	58.0	2.9	7.2	19.9	19.6	..	1.04	1.02
Royaume-Uni	108.0	5.6	4.3	4.2	5.2	1.39	0.67	0.44
Yougoslavie	138.0	3.5	35.2	23.8	21.2	2.38	1.06	0.72
OCDE	93.2	2.6	703.3	914.3	952.1	..	..	0.52

Note : (a) Volumes sur écorce.
Source : OCDE, *Indicateurs d'environnement, 1991*, OCDE, Paris, 1991

Tableau 15
Captures annuelles et rendement durable des pêches en mer, par région

	Captures annuelles moyennes[a] (milliers de t. métriques)		Rendement durable estimé[b] (milliers de t. métriques par année)
	1975-77	1985-87	
TOUTES LES PÊCHES EN MER	60 948	78 955	62 250-95 950
Atlantique, nord-ouest			
Captures totales	3 372	2 930	3 400-4 300
Morues, merlus, aiglefins	867	881	
Harengs, sardines, anchois	613	503	
Clams, coques, arches	226	416	
Sébastes, bars, congres	251	209	
Plies, flétans, soles	236	212	
Tous les autres	1 179	708	
Atlantique, nord-est			
Captures totales	12 585	10 690	10 100-12 300
Morues, merlus, aiglefins	4 143	3 580	
Harengs, sardines, anchois	1 923	1 747	
Sébastes, bars, congres	1 162	1 275	
Carangues, meuniers, balaous	3 217	1 740	
Maquereaux, snoeks, ceintures d'argent	757	580	
Tous les autres	1 381	1 768	
Atlantique, centre-ouest			
Captures totales	1 510	2 188	3 200-5 100
Harengs, sardines, anchois	850	992	
Divers poissons de mer	134	275	
Crevettes	169	186	
Huîtres	176	194	
Sébastes, bars, congres	150	115	
Tous les autres	232	405	
Atlantique, centre-est			
Captures totales	3 613	3 047	2 900-3 700
Harengs, sardines, anchois	1 386	1 180	
Carangues, meuniers, balaous	648	405	
Divers poissons de mer	371	353	
Sébastes, bars, congres	340	298	
Thons, bonites, aiguilles de mer	243	246	
Tous les autres	626	565	
Atlantique, sud-ouest			
Captures totales	893	1 847	2 600-3 900
Calmars, seiches, poulpes	6	456	
Morues, merlus, aiglefins	236	593	
Sébastes, bars, congres	215	277	
Harengs, sardines, anchois	172	143	
Crevettes	45	76	
Tous les autres	218	301	

Tableau 15 (suite)
Captures annuelles et rendement durable des pêches en mer, par région

	Captures annuelles moyennes[a] (milliers de t. métriques) 1975-77		Rendement durable estimé[b] (milliers de t. métriques par année) 1985-87
Atlantique, sud-est			
Captures totales	2 656	2 303	2 500-3 100
Harengs, sardines, anchois	994	837	
Carangues, meuniers, balaous	612	645	
Morues, merlus, aiglefins	586	510	
Divers poissons de mer	83	88	
Sébastes, bars, congres	99	78	
Tous les autres	202	166	
Océan Indien, ouest			
Captures totales	2 051	2 605	2 700-4 200
Sébastes, bars, congres	426	491	
Thons, bonites, aiguilles de mer	158	446	
Divers poissons de mer	344	524	
Harengs, sardines, anchois	339	379	
Crevettes	242	240	
Tous les autres	543	524	
Océan Indien, est			
Captures totales	1 190	2 277	1 500-2 200
Divers poissons de mer	507	983	
Sébastes, bars, congres	129	214	
Harengs, sardines, anchois	119	191	
Carangues, meuniers, balaous	58	127	
Aloses	3	112	
Tous les autres	274	649	
Pacifique, nord-ouest			
Captures totales	17 568	25 187	13 500-16 500
Harengs, sardines, anchois	1 888	5 831	
Morues, merlus, aiglefins	3 950	5 282	
Divers poissons de mer	3 634	4 716	
Maquereaux, snoeks, ceintures d'argent	2 176	1 869	
Sébastes, bars, congres	1 470	1 399	
Tous les autres	4 549	5 091	
Pacifique, nord-est			
Captures totales	2 142	3 156	2 600-3 200
Morues, merlus, aiglefins	1 228	1 933	
Plies, flétans, soles	182	368	
Saumons, truites, éperlans	182	383	
Sébastes, bars, congres	177	154	
Harengs, sardines, anchois	112	78	
Tous les autres	262	240	

Tableau 15 (suite)
Captures annuelles et rendement durable des pêches en mer, par région

	Captures annuelles moyennes[a] (milliers de t. métriques)		Rendement durable estimé[b] (milliers de t. métriques par année)
	1975-77		1985-87
Pacifique, centre-ouest			
Captures totales	5 447	8 369	5 800-7 800
Divers poissons de mer	1 812	1 657	
Thons, bonites, aiguilles de mer	821	1 184	
Carangue, meuniers, balaous	729	840	
Harengs, sardines, anchois	570	683	
Sébastes, bars, congres	544	637	
Tous les autres	1 170	1 368	
Pacifique, centre-est			
Captures totales	1 506	2 523	2 200-3 000
Harengs, sardines, anchois	742	1 350	
Thons, bonites, aiguilles de mer	436	534	
Divers poissons de mer	97	246	
Crevettes	75	141	
Maquereaux, snoeks, ceintures d'argent	4	161	
Tous les autres	152	191	
Pacifique, sud-ouest			
Captures totales	387	745	1 200-2 000
Morues, merlus, aiglefins	98	169	
Carangues, meuniers, balaous	42	124	
Sébastes, bars, congres	58	148	
Divers poissons de mer	21	72	
Calmars, seiches, poulpes	32	112	
Tous les autres	136	120	
Pacifique, sud-est			
Captures totales	4 898	10 528	3 700-10 300
Harengs, sardines, anchois	3 590	7 663	
Carangues, meuniers, balaous	532	2 294	
Morues, merlus, aiglefins	161	173	
Sébastes, bars, congres	49	100	
Maquereaux, snoeks, ceintures d'argent	108	66	
Tous les autres	258	332	
Méditerranée et mer Noire			
Captures totales	1 225	1 966	1 090-1 410
Harengs, sardines, anchois	584	852	
Carangues, meuniers, balaous	95	216	
Sébastes, bars, congres	117	150	
Divers poissons de mer	113	130	
Moules	22	96	
Tous les autres	294	521	

Tableau 15 (suite)
Captures annuelles et rendement durable des pêches en mer, par région

	Captures annuelles moyennes[a] (milliers de t. métriques) 1975-77		Rendement durable estimé[b] (milliers de t. métriques par année) 1985-87
Antarctique			
Captures totales	172	416	X
Krills, crustacés planctoniques	65	338	
Sébastes, bars, congres	108	73	
Carangues, meuniers, balaous	1	1	
Divers poissons de mer	8	3	
Divers mollusques de mer	0	0	
Tous les autres	1	0	

Source : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture.

Notes : a «Captures» comprend tous les poissons, crustacés et mollusques récoltés dans les zones de pêche marines

b «Rendement durable estimé» s'applique aux poissons, crustacés et céphalopodes de mer. Exclut les espèces pélagiques (environ 3,5 p. 100 des possibilités totales) et les mollusques.

Notes : Les données sont arrondies.

0 -- Zéro ou moins d'une demi-unité de mesure; X -- Non disponible

Source : World Resources Institute. *World Resources 1990-91*. World Resources Institute, Washington, D.C., 1991

-- *Part de l'utilisation des ressources représentée par les ressources renouvelables* : À mesure que les ressources épuisables s'appauvrissent, on tend à les remplacer par d'autres ressources épuisables ou renouvelables (p. ex., l'énergie solaire au lieu du charbon). Ainsi, on pourrait utiliser la part de l'utilisation totale des ressources représentée par les ressources renouvelables comme indicateur du progrès vers la durabilité. Plus le ratio est élevé, plus le développement a de chances d'être durable.

À notre avis, il reste encore beaucoup à faire avant de pouvoir présenter avec confiance des indicateurs de la durabilité. Néanmoins, les décideurs ont un urgent besoin de ces indicateurs, si l'on veut faire du développement durable un but réalisable.

Résumé et points devant être examinés plus en détail

Le présent exposé s'est attaché à la gestion de l'information environnementale requise par les décideurs. Nous pouvons résumer comme suit les points principaux :

1. Le concept du développement durable requiert que nous considérions l'environnement dans l'optique du progrès (et du déclin) socio-économique. Ce progrès suscite le changement environnemental tout comme il y réagit. Le modèle de «pression - état de l'environnement - réaction» adopté par le Programme des indicateurs environnementaux de l'OCDE tient compte de cette interaction.

2. L'information requise par les décideurs doit :

   - s'appuyer sur une définition opérationnelle du développement durable;
   - permettre de faire ressortir l'interaction «pression - état de l'environnement - réaction»;
   - permettre de mesurer l'efficacité environnementale de l'économie;
   - s'appuyer sur des mesures de l'*importance* basées sur l'estimation, par les experts, des coûts sociaux et des risques et sur l'opinion publique;
   - favoriser l'analyse des politiques - et s'accompagner notamment de renseignements quant au *coût* de toute mesure; et
   - être raisonnablement «transparente» en ce qui concerne son interprétation.

3. Malgré les nombreuses définitions du développement durable, nous recommandons d'interpréter ce concept en tenant compte des facteurs suivants :

   - un indice du développement humain;
   - l'obligation d'utiliser le capital naturel de manière durable pour ce qui concerne
     - le rendement durable et le rythme de régénération des ressources renouvelables
     - les prix réels des ressources pour les ressources épuisables ayant des débouchés et
     - la part des ressources renouvelables (utilisées de manière durable) par rapport à l'ensemble des ressources utilisées; et
   - une évaluation du «commerce» de la durabilité.

4. D'une manière générale, nous avons abordé la discussion du point de vue des nations; toutefois, selon nous, les exigences sont analogues pour les décideurs du secteur des affaires. Le tableau 2 b) résume les besoins d'information des décideurs, et le tableau 8, les diverses formes d'information environnementale.

5. Nous considérons qu'il est essentiel de classer l'information en fonction de son importance. La collecte, l'analyse et la diffusion «en vrac» de l'information sont un gaspillage des ressources. Il faut viser à obtenir une information environnementale dont puisse se servir le décideur compétent. Nous donnons, au tableau 14, notre liste des priorités relatives à l'information environnementale et nous indiquons quelques-unes des difficultés possibles au niveau de l'acquisition et des applications de cette information.

6. Nous estimons qu'il faudra un certain temps avant de pouvoir disposer d'indicateurs «réels» de la durabilité. Cela dit, ces indicateurs sont essentiels à une planification environnementale rentable et sûre. Il faut donc considérer l'information environnementale exigée par les planificateurs en fonction de sa contribution à l'élaboration de ces indicateurs.

Bibliographie

Ahmad, Y. J., Serafy, S. E. et E. Lutz (éditeurs), *Environmental Accounting for Sustainable Development* (symposium du PNUE et de la Banque mondiale), Banque mondiale, Washington D.C., 1989

Canada, Direction l'état de l'environnement, Service des politiques du Ministère, Environnement Canada, rapport n° 17, *Indicateurs environnementaux : points de vue des usagers potentiels*, avril 1990

Caplatrano, A. D. et Kiker, C., «Global Economic Influences on Tropical Closed Broadleaved Forest Depletion 1967-1985», Département d'économique (alimentation et ressources), Université de Floride, Gainesville, mai 1990 (polycopié)

Commission mondiale sur l'environnement et le développement, *Notre avenir à tous*, Montréal, Éditions du Fleuve, 1988

Conway, G. R., *Helping Poor Farmers - A Review of Foundation Activities in Farming Systems and Agro-ecosystems Research and Development*, Ford Foundation, New York, 1987

Daly, H. et Cobb, J., *For the Common Good: Redirecting the Economy Toward Community, the Environment and a Sustainable Future*, Beacon Press, Boston, 1989

Hall D. et Hall J., «Concepts and Measures of Natural Resource Scarcity», *Journal of Environmental Economics and Management*, septembre 1984

Hazilla, M. et Koop, R., «The social Cost of Environmental Quality Regulations: A General Equilibrium Analysis», Resources for the Future Discussion Paper QE 86-02, Washington D.C., 1986

Luken, R. A., *Efficiency in Environmental Regulation: A Benefit-Cost Analysis of Alternative Approaches*, Kluwer, Boston et Dordrecht, 1990.

Mc Kay, S., Pearson, M. et Smith, S., «Fiscal Instruments in Environmental Policy», *Fiscal Studies*, novembre 1990

Organisation de coopération et de développement économiques, *Indicateurs de l'environnement: une étude pilote*, OCDE, Paris, 1991

_____, Indicateurs OCDE de l'environnement, 1991, OCDE, Paris, 1991

_____, *Pollution Control and Abatement Expenditures in OECD Countries*, OCDE, Paris, novembre 1990

_____, «L'état de l'environnement 1985», OCDE, Paris, 1985

_____, «L'état de l'environnement 1991», OCDE, Paris, 1991

Pearce, D. W., «New Environmental Policies: Recent OECD Experience and its Relevance to the Developing World», Centre de développement de l'OCDE, Paris (à paraître en 1991)

Pearce, D. W. et Markandya, A. M., *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*, OCDE, Paris, 1989

Pearce, D. W. et Markandya, A. M., «Marginal Opportunity Cost as a Planning Concept in Natural Resource Management», dans S. Schramm and J.Warford (éditeurs), *Environmental Management and Economic Development*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1989

Pearce, D. W., Markandya, A. M. et Barbier, E. B., *Blueprint for a Green Economy*, Earthscan, Londres, 1990

Pearce, D. W., Turner, R. K. *et. al.*, «The Development of Environmental Indicators», Rapport présenté au ministère de l'Environnement du Royaume-Uni, février 1991

Pearce, D. W. et Warford, J., *Environment and Development: Natural Resources in the Developing World*, Banque mondiale, Washington D.C., (à paraître en 1991)

Portney, P., «Air Pollution Policy», dans P. Portney (éditeur), *Public Policies for Environmental Protection*, Resources for the Future, Washington D.C., 1990

Programme des Nations Unies pour le développement, *Rapport mondial sur le développement humain*, 1990

Schramm, G. et Warford, J., *Environmental Management and Economic Development*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1989

Sebastian, I. et Alicbusan, A., *Sustainable Development: Issues in Adjustment Lending Policies*, Banque mondiale, Washington D.C., 1989.

Southgate, D., «Tropical Deforestation and Agricultural Development in Latin America», novembre 1990 (polycopié)

Steeds, D., *Desertification in the Sahelian and Sudanian Zones of West Africa*, Banque mondiale, Washington D.C., 1985

Train, R., *Corporate Use of Information Regarding Natural Resource and Environmental Quality*, Fonds mondial pour la nature (États-Unis), pour le U.S. Council on Environmental Quality, Washington D.C., 1984

UK, Department of the Environment/National Opinion Poll, «Counting on Science at E.P.A.», *Science*, Vol. 240, 10 août 1990

Van Amstel, A., Baars, E., Sijm, J. et Denne, H., *Tapioca From Thailand for the Dutch Livestock Industry*, Institut d'études environnementales, Université libre d'Amsterdam, Amsterdam, 1986

World Resources Institute, *World Resources 1990-91*, World Resources Institute, Washington D.C., 1991